

VERS UNE RÉDUCTION DU PASSIF ENVIRONNEMENTAL : ÉTUDE D'ALTERNATIVES POUR LA GESTION DES
SOLS CONTAMINÉS AU QUÉBEC

Par

Philippe Craig-Larouche

Essai présenté au Centre universitaire de formation
en environnement et développement durable en vue
de l'obtention du grade de maîtrise en environnement (M. Env.)

Sous la direction de Chantal Savaria

MAÎTRISE EN ENVIRONNEMENT
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Mai 2021

SOMMAIRE

Mots clés : sols contaminés, traitement, enfouissement, sols excavés, valorisation, traçabilité, passif environnemental

Depuis le début des années 1980, une prise de conscience au sujet de la gestion des terrains contaminés s'effectue à travers le monde. Le passif que les sols contaminés génèrent est de plus en plus pris en compte, mais cette prise de conscience se trouve à différents stades à travers chaque pays. Le Québec est parmi les premiers endroits à avoir pris en charge la gestion des terrains contaminés et à établir une offre de traitement des sols contaminés. Pourtant, depuis le début du 21^e siècle, la performance environnementale de la gestion des sols contaminés est stagnante et le Québec peine à réduire son bilan passif au titre des sols contaminés.

L'objectif de cet essai est de statuer sur la faisabilité de traiter les sols contaminés qui sont actuellement enfouis au Québec à un niveau acceptable pour la valorisation. Pour y arriver, un portrait de la situation actuelle du système de gestion des sols contaminés au Québec est dressé et ses principaux enjeux y sont identifiés. Ensuite, la gestion des sols excavés dans d'autres juridictions est examinée pour y déceler les pratiques qui permettent d'atteindre une meilleure performance environnementale. Finalement, leur applicabilité et leur efficacité dans le contexte québécois sont évaluées pour formuler des recommandations quant aux pratiques de gestion des sols excavés que le Québec devrait privilégier afin d'améliorer son bilan environnemental.

L'étude a permis de constater un manque d'incitatifs au traitement face à l'enfouissement. Un cumul de facteur est à l'origine de ce constat, les recommandations sont donc toutes aussi nombreuses pour y remédier, mais les mesures avec le plus fort impact identifié chez les pays européens ayant peu recours à l'enfouissement sont l'augmentation des options de valorisation disponibles pour les sols faiblement contaminés et l'instauration d'une méthodologie officielle pour établir la traitabilité des sols contaminés combinée avec une interdiction graduelle de l'enfouissement des sols traitables selon cette méthodologie. L'interdiction devrait d'abord s'appliquer aux sols « C-RESC », puis aux sols « <C » lorsque suffisamment d'options de valorisation seront disponibles. Ensuite, l'absence de traçabilité des sols excavés rend plus facile leur disposition illégale sur des terrains ruraux. Dépendamment de l'ampleur de ce phénomène, un système de traçabilité pourrait être bénéfique à implanter. Ces mesures devraient permettre d'améliorer le bilan environnemental de la gestion des sols contaminés tout en réduisant le moins possible la quantité de friches réhabilitée.

REMERCIEMENTS

Je remercie ma directrice d'essai pour ses encouragements tout au long de ce parcours. Elle a fait preuve d'un soutien précieux malgré son emploi du temps plus que chargé. Je salue sa passion pour sa profession et son désir sincère d'innover et de faire mieux dans la gestion des sols contaminés au Québec.

Je remercie également ma conjointe, Iulia, qui était à mes côtés chaque jour pour me soutenir durant la rédaction de cet essai, mais aussi durant toute ma maîtrise. Tout ceci n'aurait pas été possible sans elle.

Finalement, je tiens aussi à remercier toutes les personnes que j'ai contactées, au Québec comme ailleurs, du milieu privé et public, qui ont pris de leur temps pour répondre à mes questions sans rien attendre en retour.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1. HISTORIQUE DE LA GESTION DES SOLS CONTAMINÉS AU QUÉBEC.....	4
1.1 Programmes de subvention.....	8
2. LÉGISLATION.....	10
2.1 Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés 2017-2021	10
2.2 Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés (RESC)	11
2.3 Règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols contaminés (RSCTSC)	12
2.4 Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles (REIMR).....	12
2.5 Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (RPRT).....	13
2.6 Autres règlements ou directives.....	13
3. SITUATION ACTUELLE AU QUÉBEC	16
3.1 Bilan du plan d'action 2017-2021.....	16
3.2 Nature des sols contaminés.....	19
3.3 Traitement	21
3.4 Enfouissement	24
3.5 Valorisation.....	28
3.6 Traçabilité	29
4. ANALYSE DES ENJEUX ACTUELS RELATIFS À L'ENFOUISSEMENT DE SOLS CONTAMINÉS AU QUÉBEC...	31
4.1 Compétition entre le traitement et l'enfouissement	31
4.1.1 Évaluation de la traitabilité	34
4.1.2 Valorisation	38
4.1.3 Subventions	39
4.1.4 Volume de sol excavé.....	40
4.2 Traçabilité des sols excavés	42
4.3 Exportation	43
5. SITUATION AILLEURS DANS LE MONDE.....	47

5.1 Présélection des pays étudiés	47
5.3 Pays-Bas	49
5.4 Belgique	54
5.5 Synthèse de la situation ailleurs dans le monde	59
6. ANALYSE COMPARATIVE	61
6.1 Méthodologie	61
6.2 Synthèse des juridictions étudiées	62
6.3 Analyse des mesures	63
6.3.1 Évaluation de la traitabilité	63
6.3.2 Valorisation	67
6.3.3 Subventions	68
6.3.4 Volume de sols excavés	69
6.4.6 Traçabilité	69
6.4.8 Exportation	70
7. CONSTATS ET RECOMMANDATIONS	72
7.1 Rendre le traitement obligatoire lorsque cela est possible selon un coût raisonnable	72
7.2 Développer un marché des sols faiblement contaminés en équilibre entre gestion et protection de l'environnement	75
7.2.1 Élargir les options de valorisation	76
7.2.2 Réduire la gestion hors-site des sols contaminés	77
7.2.3 Faciliter la création du marché	78
7.3 Procéder avec l'instauration d'un système de traçabilité	79
7.4 Adresser l'exportation des sols contaminés en Ontario	81
CONCLUSION	82
RÉFÉRENCES	84
BIBLIOGRAPHIE	92
ANNEXE 1 - Comparaison des critères génériques à l'usage au Québec, en Ontario, en Belgique et aux Pays-Bas	94
ANNEXE 2 – Questions échangées avec les représentants ministérielles de l'Ontario, la Belgique et des Pays-Bas	96

LISTE DES FIGURES ET TABLEAUX

Figure 1.1 Quantité de sols traités en enfouis au Québec entre 1991 et 2014	5
Figure 3.1 Évolution du traitement et de l'enfouissement des sols contaminés au Québec entre 2000 et 2017	17
Figure 3.2 Niveaux de contamination des sols enfouis en LESC entre 2002 et 2018.....	18
Figure 3.3 Pourcentage des inscriptions en fonction du type de contamination présent en 2018.....	20
Figure 3.4 Pourcentage des inscriptions en fonction du contaminant présent.....	21
Figure 3.5 Proportion des sols enfouis au LESC de Mascouche entre 2017 et 2019 selon leur niveau de contamination	26
Figure 3.6 Prédiction du bilan de masse annuel par mode de gestion des sols pour le site d'EnfouiBec à Bécancour.....	27
Figure 3.7 Étapes de la traçabilité du mouvement des sols contaminés excavés	30
Figure 4.1 Schéma décisionnel des sols contaminés excavés	32
Figure 5.1 Arbre décisionnel du système de gestion des sols excavés des Pays-Bas.....	50
Figure 5.2 Catégorisation des sols excavés pour la valorisation comme matériau de construction	51
Figure 5.3 Proportions d'utilisation des techniques de traitement aux Pays-Bas en 2015	53
Figure 5.4 Arbre décisionnel du système de gestion des sols excavés de la Belgique.....	55
Figure 6.1 Effets des différentes mesures possibles sur le taux d'enfouissement dans le contexte québécois	64
Figure 7.1 Valeur marchande des sols faiblement contaminés aux Pays-Bas.....	77
 Tableau 5.1 Présélection des pays de l'Europe étudiés	48
Tableau 5.2 Valorisation des sols excavés en volume de 2013 à 2018.....	58
Tableau 6.1 Synthèse des mesures de gestion des sols excavés analysés selon les enjeux québécois.....	63

LISTE DES ACRONYMES, DES SYMBOLES ET DES SIGLES

AM	Autorisation ministérielle
BAPE	Bureau d’audiences publiques sur l’environnement
BPC	Biphényles polychlorés
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
GERLED	Groupe d’Étude et de Restauration des Lieux d’Élimination des Déchets
GES	Gaz à Effet de Serre
HAM	Hydrocarbures aromatiques monocycliques
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
HP C ₁₀ -C ₅₀	Hydrocarbures pétroliers C ₁₀ -C ₅₀
INRS	Institut national de la recherche scientifique
INSPQ	Institut national de santé publique du Québec
LESC	Lieu d’enfouissement de sols contaminés
LET	Lieu d’enfouissement technique
LQE	Loi sur la qualité de l’environnement
MDDELCC	Ministère du Développement durable et de la Lutte contre les changements climatiques
MDDEP	Ministère du Développement durable et des Parcs
MDR	Matière dangereuse résiduelle
MELCC	Ministère de l’Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MENV	Ministère de l’Environnement
MR	Matière résiduelle
MSSS	Ministère de la Santé et des Services Sociaux

MTD	Meilleure technique disponible
PRRILC	Direction du Programme de réduction des rejets industriels et des lieux contaminés
PRTC	Politique de réhabilitation des terrains contaminés
PSRTC	Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés
RCS	Règlement sur les carrières et sablières
REIMR	Règlement sur l'enfouissement et l'incinération des matières résiduelles
RESC	Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés
RPRT	Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains contaminés
RSCTSC	Règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols contaminés
S/S	Stabilisation et solidification
Système GTC	Système de gestion des terrains contaminés
VGQ	Vérificateur général du Québec

INTRODUCTION

La pertinence de s'intéresser à la performance de la gestion des sols contaminés se trouve dans la notion de passif environnemental. La quantité grandissante de sites orphelins, soit des sites contaminés par des activités industrielles et abandonnés par leur ancien propriétaire, transférés sous sa responsabilité est le facteur qui pousse le gouvernement québécois à commencer à considérer l'ampleur des coûts estimatifs de l'assainissement des sites contaminés en sa possession durant les années 80. C'est ce qu'on appelle le passif environnemental au titre des sols contaminés. Déjà en 2011, un inventaire estimait le passif environnemental des terrains contaminés sous la responsabilité ou probable de tomber sous la responsabilité de l'État québécois à 3,2 milliards \$. Ces frais de réhabilitation élevés constituent un frein pour le développement économique. À la suite de cette constatation, le gouvernement s'était d'ailleurs fixé comme objectif de réduire ce passif de 50 % sur 10 ans. Cinq ans plus tard, en mars 2017, le passif environnemental des 1901 sites contaminés, sous la responsabilité ou la probable responsabilité future de l'État à travers le Québec, était toujours estimé à 3,1 milliards \$ malgré des investissements de l'ordre de 443 M\$ (Vérificateur général du Québec [VGQ], 2018 ; Blais, 2021, 24 mars). Lorsqu'un sol est enfoui plutôt que d'être traité, la responsabilité du passif environnemental qu'il représente est transférée au propriétaire du site d'enfouissement de sols contaminés, mais éventuellement il est transféré à une génération future plutôt que d'être internalisé. La gestion des lieux d'enfouissement de sols contaminés après leur fermeture est une externalité qui peut coûter très cher et dont la responsabilité retombe aux mains du gouvernement. En effet, les garanties financières exigées aux promoteurs de ces sites d'enfouissement ne couvrent pas les cas d'éventuels imprévus, par exemple la perforation de la géomembrane, elles couvrent exclusivement les dépenses liées au suivi postfermeture, et ce, sur une période maximale de 30 ans (BAPE, 2020). De plus, ce calcul du passif environnemental des sols contaminés n'inclut pas la perte d'habitats naturels reliée à l'agrandissement des sites d'enfouissement de sols contaminés ainsi que la pression sur les ressources naturelles pour l'approvisionnement en sols propres et autres matières premières.

Le présent essai s'intéresse donc à la justification de la quantité alarmante de sols contaminés qui sont enfouis plutôt que d'être traités et valorisés ou directement valorisés au Québec. Selon la statistique la plus récente, soit en 2018, encore 41 % des sols contaminés étaient enfouis au Québec (ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques [MELCC], 2019). C'est une situation d'autant plus accablante lorsque l'on considère qu'il n'y a eu aucun progrès significatif quant au taux d'enfouissement des sols contaminés au Québec depuis 2006 et que, selon une étude effectuée en 2014

auprès de 37 pays européens, certains pays tels que l'Estonie, la Hongrie, la Malte et la France n'avaient pas même recouru à l'enfouissement comme mesure de gestion des sols contaminés pour l'année 2011 (MELCC, 2017). De plus, la Finlande, la Belgique et les Pays-Bas avaient, pour leur part, un taux d'utilisation de l'enfouissement inférieur à 10 % (Van Liedekerke et al., 2014).

Le Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE) s'est récemment penché sur la justification du recours à l'enfouissement permanent plutôt qu'au traitement des sols et à leur valorisation durant l'audience publique sur le projet d'agrandissement du lieu d'enfouissement des sols contaminés (LESC) de Mascouche. Dans son rapport, il conclut qu'il n'y a pas lieu de s'inquiéter sur la justification de l'enfouissement, car, d'une part, il y a en ce moment plus de sols contaminés traités que de sols contaminés enfouis. Bien que cette affirmation soit vraie, elle n'a aucun rapport avec la justification de l'enfouissement. Même si 95 % des sols étaient traités, cela ne voudrait pas dire qu'il est justifié d'enfouir les 5 % restants. D'autre part, il conclut que la quantité de sols traités augmente plus rapidement que la quantité de sols enfouis. Comme pour l'argument précédent, cette affirmation est vraie et faiblement reliée à la justification de l'enfouissement. Cette affirmation est aussi trompeuse, car il est évident que la quantité absolue de sols traités augmente plus rapidement que la quantité absolue de sols enfouis si 2/3 des sols sont traités et 1/3 sont enfouis. Ce qui est plus représentatif de la réalité est de considérer plutôt le ratio traitement/enfouissement, qui lui, n'a pas changé. Finalement, le rapport mentionne que « Pour les sols contaminés facilement traitables, pour lesquels l'offre de traitement est importante, le traitement serait actuellement concurrentiel par rapport à l'enfouissement. » (Bureau d'audiences publiques sur l'environnement [BAPE], 2020) Comment y a-t-il même lieu de parler de concurrence dans le cas de sols facilement traitables? N'est-ce pas justement cela qu'on pourrait qualifier d'enfouissement non justifié? Ainsi, il semble nécessaire d'approfondir cette question malgré le récent rapport du BAPE. Ce sujet est d'autant plus d'actualité avec la nouvelle réglementation sur la traçabilité des sols qui va vraisemblablement augmenter la quantité de sols contaminés à gérer dans les lieux autorisés (Réseau Environnement, 2019).

L'objectif de cet essai est de statuer sur la faisabilité de traiter les sols contaminés qui sont actuellement enfouis au Québec à un niveau acceptable pour la valorisation. L'atteinte de l'objectif est faite en quatre étapes. Une large mise en contexte incluant l'historique de la gestion des sols contaminés au Québec et une revue de la réglementation actuelle permet d'établir un portrait approfondi de la gestion des sols contaminés au Québec. Ensuite, une revue des systèmes de gestion appliquée ailleurs dans le monde permet d'identifier des options pour l'amélioration du système québécois. En parallèle, une analyse des

enjeux entourant la gestion des sols contaminés au Québec permet d'établir des critères pour évaluer l'applicabilité et l'efficacité des options identifiées dans le contexte québécois. Finalement, les options sont analysées et des recommandations sont déduites de l'interprétation des résultats.

Puisque la gestion des sols contaminés est un domaine qui attire particulièrement l'attention des gouvernements étant donné le passif environnemental qu'elle génère, la littérature sur le sujet se trouve en bonne quantité. Cependant, étant un sujet en constante évolution, il faut être très prudent lors de l'utilisation de ces sources. En effet, des informations datant de 2010 pourraient être toujours applicables dans le contexte actuel dans un cas alors que d'autres, plus récentes, pourraient tout autant ne pas l'être. La validation de l'actualité des informations à l'aide d'autres sources ou par l'entremise d'acteurs dans le domaine est ainsi systématique. Les principales sources d'informations sont d'origine gouvernementale. Les bilans de performance ainsi que les lois et règlements sur la gestion des terrains contaminés du Québec et d'ailleurs en sont des exemples. Les sources sont aussi constituées en partie de dirigeants de centre de traitement et/ou de lieux d'enfouissement de sols contaminés et d'experts gouvernementaux qui ont été interrogés durant les recherches. Les entrevues ont permis à la fois d'obtenir l'opinion des parties prenantes, de confirmer l'actualité d'informations trouvées en ligne et d'obtenir de nouvelles informations récentes non publiées.

Pour assurer la fiabilité des informations, les sources ont été retenues selon le niveau de crédibilité des auteurs. Une attention particulière a été portée à l'objectivité des sources et aux conflits d'intérêts qui pourraient entrer en jeu. L'application de ces critères a permis d'assurer les informations obtenues sont représentative de la situation réelle. Finalement, il faut mentionner que ce document a été produit avant la mise à jour du Guide d'intervention – Protection des sols et réhabilitation des terrains publié le 12 juin 2021.

1. HISTORIQUE DE LA GESTION DES SOLS CONTAMINÉS AU QUÉBEC

La prise en charge des terrains contaminés au Québec s'est entamée au début des années 1980 avec le Groupe d'Étude et de Restauration des Lieux d'Élimination des Déchets (GERLED) en 1983. Son objectif était d'évaluer la situation des lieux d'élimination des déchets dangereux et de faire un inventaire exhaustif de ces sites contaminés (Loranger, s. d.). C'est d'ailleurs le GERLED qui a identifié le site de l'ancien dépotoir de LaSalle sur lequel était maintenant construit un quartier résidentiel. Puisque 18 maisons étaient affectées par des concentrations mesurables de toluène dans l'air intérieur, les autorités ont dû agir rapidement et c'est en partie ce qui a propulsé l'encadrement de la gestion des sols contaminés au Québec. Puisqu'il n'avait aucun outil réglementaire pour agir, il a décidé d'appliquer les critères génériques d'usage développé aux Pays-Bas afin de gérer la contamination. Un total de 750 000 m³ de sols contaminés provenant de ce site a plus tard été enfoui dans le premier LESC au Québec (Michaud, 2017). Au final, c'est plus de 300 lieux ayant un passif environnemental industriel qui ont été recensés par ce programme (Hébert, 2006). Une fois l'inventaire effectué, le ministère a ensuite exprimé ses intentions quant au devenir de ces terrains dans sa première Politique de réhabilitation des terrains contaminés (PRTC) en 1988. (Loranger, s. d.) Celle-ci a fourni au gouvernement québécois des mécanismes administratifs permettant d'encadrer les interventions sur les terrains contaminés, pour la plupart industriels, notamment par l'incorporation des critères ABC néerlandais (Messier, 2010).

Le premier LESC a été construit en 1990, soit celui de Cintec Environnement inc., justement pour enfouir sécuritairement les sols contaminés issus du dépotoir de LaSalle. Il a par la suite servi à l'enfouissement de sols contaminés provenant d'autres sites (Michaud, 2017). Il a fallu attendre jusqu'en 1991 pour la mise en place du premier centre de biotraitement des sols contaminés excavés. Ce premier centre de traitement n'a toutefois pas été créé par hasard, c'est à la suite de la modification du Règlement sur les produits pétroliers que le premier incitatif au traitement des sols a été adopté en 1991. En effet, ce règlement a institué le Programme de remplacement des réservoirs souterrains en acier non protégés contre la corrosion pour les stations-service et les institutions. Ce programme offrait une aide financière pour la réhabilitation des terrains contaminés en milieu urbain. Puisque des sols contaminés par les hydrocarbures pétroliers sont régulièrement trouvés lors des remplacements de réservoirs souterrains, une demande a été créée pour les centres de traitement (ministère du Développement durable et des Parcs [MDDEP], 2002).

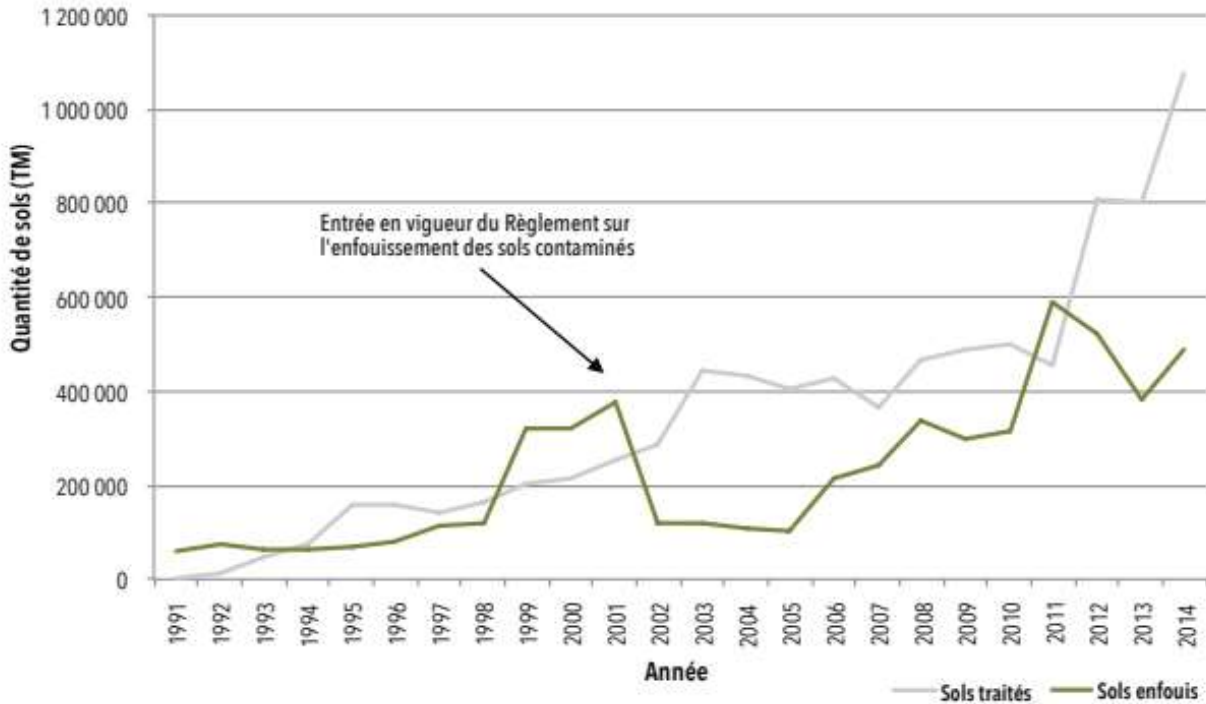


Figure 1.1 Quantité de sols traités et enfouis au Québec entre 1991 et 2014 (tiré de MELCC, 2017)

Plus tard, d'autres programmes de financement à la réhabilitation tels que Revi-Sols et ClimatSol ont permis de développer l'industrie du traitement des sols au Québec (Hébert et Bernard, 2013). Entre 1991 et 2001, le nombre de centres de traitement biologique est passé d'un à 19. C'est plus de 1 276 000 tonnes de sols contaminés qui avaient été traitées par des centres biologiques en date du 31 décembre 2001 depuis leur ouverture. Entre 1991 et 1998, la quantité de sols enfouis est demeurée relativement stable alors que la quantité de sols traités a graduellement augmenté (MDDEP, 2002).

En 1998, une nouvelle Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés est venue remplacer celle de 1988, donnant naissance à plusieurs changements. Elle a permis d'ajouter un nouveau volet à l'encadrement de la gestion des sols contaminés au Québec en enrichissant son volet sur la réhabilitation et par l'ajout d'un volet sur la protection des terrains. Les mesures préventives de la politique tentaient d'éviter l'apparition de nouveaux terrains contaminés entre autres en instaurant une étude préalable obligatoire pour les nouvelles usines jugées à risque pour l'environnement (Beaulieu, 1999). Dans les années suivantes, les principales dispositions législatives encadrant la gestion des terrains contaminés ont été instaurées en vue d'atteindre les objectifs de la politique. Un de ses objectifs spécifiques était d'atteindre un taux de détournement de 65 % pour les sols contaminés d'ici 2008. Durant

cette même année, un nouveau Système de gestion des terrains contaminés (Système GTC) est venu remplacer le GERLED (Chalifoux, 2013). Celui-ci répertorie tous les terrains contaminés portés à l'attention du ministère.

Cependant, malgré le fait que la nouvelle politique incitait les gestionnaires de sols contaminés à avoir recours aux technologies de traitement disponibles au Québec. Elle a aussi marqué le début d'importations et d'enfouissement de sols contaminés provenant des États-Unis puisqu'il n'y avait aucune limite quant au niveau de contamination des sols qui pouvait être enfoui. Entre 1999 et 2001, le Québec a reçu environ 254 000 tonnes de sols contaminés provenant des États-Unis. Environ la moitié de cette quantité a été enfouie sans être traitée auparavant ce qui explique la soudaine augmentation du taux d'enfouissement que l'on observe entre 1999 et 2001 sur la figure 1.1 (MDDEP, 2002).

Pour freiner cette importation massive de sols contaminés à des fins d'enfouissement, le ministère a dû instaurer de nouvelles mesures. C'est à ce moment que le premier règlement ayant pour objet la gestion des terrains contaminés est apparu, soit 13 ans après la parution de la première politique de réhabilitation des terrains contaminés au Québec. En juillet 2001, le Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés (RESC) est venu modifier les activités des entreprises d'enfouissement et de traitement des sols contaminés au Québec. Ce règlement, qui encadre l'établissement et les activités des lieux d'enfouissement de sols contaminés, a eu un effet majeur sur la dynamique du marché du traitement des sols au Québec. Tout d'abord, il a imposé des limites maximales de concentration pour une liste de substances pour interdire l'enfouissement des sols dépassant ces limites. C'est-à-dire que les sols contaminés au-delà de la norme de l'Annexe 1 du RESC, appelé par certains consultants le critère « D », doivent être décontaminés avant d'être enfouis. Cela a permis de mettre fin à l'importation de sols très contaminés, mais a aussi favorisé le développement du marché et de l'expertise du traitement des sols au Québec (Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés). Ensuite, le règlement a restreint l'enfouissement des sols contaminés aux lieux à sécurité maximale. Avant ce règlement, des lieux d'enfouissement pour sols contaminés dits à sécurité « accrue » avec des conditions moins restrictives que pour les lieux à sécurité « maximale » étaient disponibles (Hébert, 2006). Les conditions d'opérations moindres permettaient auparavant d'offrir des prix à l'enfouissement très compétitifs par rapport au traitement. C'est à partir de ce moment que les centres de traitement se sont vraiment développés au Québec. Ainsi, à partir de 2002, le développement des centres de traitement a été d'autant plus encouragé et la proportion de sols enfouis est redescendue au niveau antérieur d'environ 40 % (MELCC, 2017).

En mars 2003, le premier coup de barre concernant les dispositions législatives a été mis en application. En effet, la Loi modifiant la Loi sur la qualité de l'environnement (LQE) et d'autres dispositions législatives relativement à la protection et à la réhabilitations des terrains, ou le projet de loi 72, fut mise en vigueur. La section IV.2.1 de la LQE a été modifiée et un nouveau règlement, le Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (RPRT), a été mis en vigueur. Cette nouvelle section a donné au ministre de l'Environnement le pouvoir d'exiger des études de caractérisation et des plans de réhabilitation pour les activités spécifiques, appelées activités désignées, listées dans les annexes 3 et 4 du règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains contaminés. Ainsi, lorsqu'une contamination excédant les limites applicables fixées par les annexes I et II du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains est constatée dans le cas d'une cessation d'activités ou d'un changement d'usage, un plan de réhabilitation doit être déposé au ministère de l'Environnement et de Lutte contre les changements climatiques (MELCC). C'est dans le RPRT que les teneurs limites acceptables en contaminants sont établies selon l'usage du terrain. Ces limites correspondent aux critères « B » et « C » de la politique. Toutefois, ces modifications ont aussi apporté une deuxième alternative pour la gestion d'un terrain contaminé : l'analyse de risque. Celle-ci permet de laisser sur place une contamination au-dessus des critères génériques d'usage dans certains cas. Cette méthode sera étudiée plus en détail au chapitre 4.1.4.

Les quelques années entre 2001 et 2006 sont celles où la performance du Québec était au sommet de sa forme avec un taux d'enfouissement moyen de 22,5 % (MELCC, 2017). Ce rendement peut cependant être trompeur, car la quasi-totalité des sols qui n'était pas enfouie était utilisée comme matériel de recouvrement en lieu d'enfouissement technique (LET). Affirmer qu'il s'agit d'une valorisation est ambitieux, car bien qu'une certaine quantité de matériel soit nécessaire au recouvrement journalier et que l'utilisation de sol contaminé permet d'économiser la ressource naturelle qui aurait été autrement utilisée, les quantités de sols contaminés qui étaient utilisées pour le recouvrement étaient bien au-delà de ce qui est nécessaire. Ainsi, la valorisation était en fait de l'enfouissement déguisée. En mai 2005, l'adoption du Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles en remplacement du Règlement sur les déchets solides a imposé des conditions plus restrictives pour l'utilisation de sols faiblement contaminés comme matériaux de recouvrement. C'est pourquoi, après une période stable entre 2002 et 2005, la quantité de sols enfouis a recommencé à augmenter en 2006 comme on peut le voir à la figure 1.1. Les surplus de sols contaminés « <C » qui ne pouvaient plus servir de matériel de recouvrement en LET ont été transférés à l'enfouissement (Hébert et Bernard, 2013).

En 2005, le Projet de règlement sur les redevances exigibles pour l'élimination de matières résiduelles et des sols contaminés prévoyait que les exploitants des LET et des LESC devraient payer des redevances à l'élimination de 10 \$/tonne. Ce projet avait pour objectif d'encourager le recours au traitement plutôt qu'à l'enfouissement puisque celui-ci deviendrait moins intéressant économiquement. Ultimement, le règlement n'a été appliqué que sur les matières résiduelles. Dans son mémoire sur le projet, la Communauté métropolitaine de Montréal (CMM) fait part de ses inquiétudes au ministre concernant l'application d'une redevance sur l'enfouissement des sols contaminés. Elle croit que l'effet obtenu ne serait pas l'excavation et le traitement, mais plutôt un abandon des terrains contaminés. Les sols contaminés seraient alors laissés en place et les développements urbains seraient réalisés ailleurs, augmentant ainsi l'étalement urbain, ce qui va à l'encontre du développement durable (Communauté métropolitaine de Montréal [CMM], 2005).

En 2013, une nouvelle version de la politique qui n'avait pas été mise à jour depuis les 15 dernières années devait voir le jour. Finalement, celle-ci a été repoussée et c'est en 2017 qu'une nouvelle version de la politique est publiée, cette fois sous la forme d'un plan d'action. Elle sera décrite plus en détail à la section 2.1.

1.1 Programmes de subvention

De la création du GERLED au début des années 80 à aujourd'hui, le gouvernement a établi des programmes afin d'encourager la réhabilitation des terrains. Le programme du ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles destiné au remplacement des réservoirs souterrains ayant contenu des produits pétroliers, en vigueur de 1991 à 2001, a pour ainsi dire lancé l'industrie du traitement des sols au Québec, mais plusieurs autres ont suivi lorsque celui-ci fut à terme. En 1998, avec la publication de la nouvelle politique, le programme d'aide financière Revi-Sols du MDDEP pour la réhabilitation des terrains présentant un fort potentiel économique a été annoncé. Ce programme s'est terminé en 2005 avec un montant total investi de 113.5 M\$, dont 75 millions sur le territoire de la ville de Montréal (Martel, 2006 ; Gill et al., 2012). Le programme a été poursuivi de 2007 à 2015, cette fois sous le nom de ClimatSol, et est toujours en vigueur à ce jour sous le nom de ClimatSol-Plus. Encore une fois, plus de 43 M\$ ont servi à soutenir les municipalités aux prises avec des terrains dont ils ne sont pas responsables de la contamination entre 2007 et 2015 (ministère du Développement durable de l'environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC, 2016). Ces programmes furent un succès à la fois sur le plan économique, social et environnemental en stimulant le développement immobilier sur des sites urbains orphelins ou contaminés et en contribuant à la revitalisation d'anciens quartiers industriels ou commerciaux. La

réhabilitation de plus de terrain grâce à ces programmes a aussi indirectement contribué légèrement au développement du traitement des sols contaminés en augmentant la demande pour la gestion des sols contaminés. Le programme Revi-Sols prévoyait notamment un remboursement de 70 % lorsque des solutions définitives de traitement des sols étaient mises de l'avant plutôt que l'enfouissement auquel un remboursement de 50 % était accordé. Malgré cet incitatif, plus de 65 % des projets ont tout de même recouru à l'enfouissement plutôt qu'au traitement (Martel, 2006).

Le programme InnovEnSol, en vigueur de 2018 à 2019, est quant à lui le premier programme gouvernemental à financer directement la recherche en technologie de traitement. Il fournit une aide financière au développement de technologies vertes innovantes visant la décontamination des sols et des eaux souterraines. Ce programme disposait d'un soutien financier de 2,1 M\$ et incluait autant les techniques *in situ* que *ex situ* (Terrapex, 2018). À la mise en œuvre du programme cependant, l'aide versée a été réduite et totalise plutôt un montant de 619 000 \$ réparti sur un total de quatre projets (MELCC, s. d.).

2. LÉGISLATION

Puisque le passif environnemental généré par les sols contaminés sous la responsabilité du gouvernement québécois représente une somme extraordinaire, la prévention et la réhabilitation doivent être encadrées par plusieurs dispositions législatives pour assurer une gestion sensée en vue de la diminution du passif environnemental que représentent les sols contaminés pour le Québec. Le cadre législatif pour la gestion des sols contaminés au Québec s'appuie d'abord sur la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés de 1998. La vision de la politique a ensuite été transposée dans un système réglementaire encadrant la gestion des sols contaminés. Les éléments les plus importants de la législation encadrant actuellement la gestion des sols contaminés au Québec sont présentés dans ce chapitre.

2.1 Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés 2017-2021

La plus récente politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés, soit la politique 2017-2021, a permis, quant à elle, de définir des cibles de performance mesurables et des moyens pour y parvenir. Ciblant deux enjeux principaux : la protection de l'environnement et la revitalisation durable du territoire, le but principal du MELCC dans sa nouvelle politique est toujours de s'attaquer à la réduction du passif environnemental de l'état et à la contamination de terrains industriels considérés à risque. Le plan d'action propose 21 actions structurées selon quatre stratégies. Ces quatre axes stratégiques reflètent les quatre problématiques constatées :

- De nouveaux terrains continuent à s'ajouter au Répertoire des terrains contaminés du MELCC.
- Des terrains échappent au processus de revitalisation et constituent toujours un fardeau pour les municipalités.
- Certains contaminants ne peuvent pas être traités, faute de technologies adéquates disponibles au Québec.
- Des obstacles limitent la valorisation des sols traités ou faiblement contaminés.

Ensuite, les 21 actions proposées devraient permettre d'atteindre les 5 objectifs du plan d'action :

- Que le MDDELCC réalise des travaux de réhabilitation de terrains contaminés de 120 M\$;
- Que 80 % des sols contaminés excavés soient traités en vue d'être valorisés;
- Qu'au moins 75 terrains soient traités à l'aide d'une technologie in situ;
- Que 100 terrains de stations-service appartenant à de petits propriétaires aient été décontaminés;
- Que 200 terrains résidentiels contaminés par du mazout aient été décontaminés.

Le ministère reconnaît lui-même qu'une trop grande quantité de sols contaminés sont enfouis au Québec malgré la progression des technologies de traitement. Il attribue ce phénomène à trois facteurs ; l'absence de technologies pour certains types de contaminants, l'absence d'option de valorisation pour les sols légèrement contaminés et le faible coût de l'enfouissement relativement au traitement. C'est pourquoi l'axe de stratégie 4, qui comporte sept actions, traite particulièrement de favoriser le développement des technologies de traitement, la création de conditions favorisant le recours au traitement des sols et l'amélioration des options de valorisation des sols traités ou faiblement contaminés. Ce sont donc ces actions qui devraient avoir une influence sur le taux d'enfouissement des sols contaminés. Les actions proposées sont la modification de la réglementation pour permettre davantage d'options de valorisation pour les sols faiblement contaminés en plus de rédiger un guide sur la valorisation. La mise sur pied d'un programme de financement pour le développement de technologies de traitement durable en plus de diminuer les exigences administratives pour la mise en place et le suivi des technologies de traitement avant-gardiste. Finalement, le plan d'action prévoit la révision des seuils réglementaires interdisant l'enfouissement et l'instauration d'une redevance pour l'enfouissement des sols contaminés. L'effet escompté est que la redevance devrait augmenter la compétitivité du traitement vis-à-vis l'enfouissement et la mise à jour des seuils du RESC, qui date de 2001, devrait mieux refléter les traitements disponibles. Le MELCC compte ainsi procéder à une refonte complète de la réglementation encadrant la protection et la réhabilitation des terrains contaminés, soit du RPRT, du RESC et du Règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols contaminés (RSCTSC) à travers ces actions (MELCC, 2017).

Bref, la politique actuelle, avec une forme très différente de celle de ses prédécesseurs, soit celle d'un plan d'action, identifie des problèmes et propose des actions pour y remédier. Cela reflète une prise de conscience et une volonté aux changements de la part du MELCC. Ces principes et objectifs restent toutefois conceptuels puisque ceux-ci doivent être intégrés dans la réglementation avant d'avoir un pouvoir de changement. Puisqu'il arrive cette année à sa dernière année d'application, le bilan du plan d'action sera fait à la section 3.1.

2.2 Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés (RESC)

Le Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés est entré en vigueur en juillet 2001. Il dicte les conditions sous lesquelles les lieux servant à l'enfouissement de sols contaminés doivent être aménagés, exploités, agrandis, fermés et suivis après leur fermeture. Cependant, il existe certaines restrictions quant aux sols contaminés qui peuvent être admis dans un tel site. L'annexe 1 du règlement fournit la concentration maximale admissible pour une liste de paramètres, les valeurs de cette annexe sont aussi

couramment appelées le critère « D ». Ainsi, les sols contenant un contaminant à une concentration égale ou supérieure à la valeur limite de l'annexe I ne peuvent être enfouis. Cependant, il arrive parfois que des sols contaminés au-dessus de ce critère soient tout de même admis. Dans un premier cas, si le sol en question a déjà été traité et que 90 % de la contamination initiale a été enlevé, en plus d'avoir stabilisé et fixé les métaux et métalloïdes le cas échéant, alors il peut être enfoui en LESC même si les normes de l'annexe I sont dépassées. En second lieu, un sol dépassant les valeurs limites de l'annexe I peut être enfoui lorsqu'un rapport détaillé démontre qu'il n'y a pas de technique disponible pour retirer la substance présente dans ce sol dans une proportion de 90 %.

2.3 Règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols contaminés (RSCTSC)

Ce règlement dicte la marche à suivre pour le stockage de sols contaminés ainsi que pour l'établissement, l'exploitation et la fermeture des centres de transferts de sols contaminés. Son objectif est la protection de l'environnement en évitant la contamination de sols propres par l'entreposage de sols contaminés. Pour ce faire, il interdit de stocker des sols contaminés ailleurs que sur le terrain d'origine, à l'exception des lieux légalement autorisés à les recevoir listés dans le règlement en question, soit les centres de transfert de sols contaminés, les lieux de stockage de sols contaminés, les lieux de traitement de sols contaminés, les lieux d'enfouissement de sols contaminés, les lieux d'enfouissement de sols contaminés, les lieux d'enfouissement de matières résiduelles et les lieux de dépôt définitif de matières dangereuses. Ces lieux doivent suivre les règles relatives à l'entreposage des sols du présent règlement. L'article 4 du RSCTSC interdit tout dépôt de sols sur des sols avec un niveau de contamination moindre. C'est-à-dire que l'entreposage temporaire ou la valorisation ne doivent pas avoir pour effet d'augmenter la contamination du terrain récepteur. C'est le principe de précaution, aussi connu sous le nom du principe du « statu quo » ou encore « standstill ».

2.4 Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles (REIMR)

Ce règlement dicte quant à lui les conditions sous lesquelles les LET et autres installations d'élimination de matières résiduelles mentionnées à l'article 2 doivent être aménagés, exploités, agrandis, fermés et suivis après leur fermeture. Il stipule au paragraphe 9 alinéa 4 que les sols comportant une contamination supérieure au critère « B » ne sont pas admissibles à l'enfouissement en LET. Ainsi, les sols contaminés A-B sont admissibles à l'enfouissement en LET sans traitement préalable. Ensuite, il est stipulé à l'article 42 que les sols contaminés à une valeur égale ou inférieure au critère « C » du RPRT peuvent être utilisés comme matériel de recouvrement journalier en LET à l'exception d'une contamination aux composés

organiques volatils, dans quel cas la valeur limite est celle du critère « B ». Certaines autres conditions s'appliquent à ce type de valorisation indépendamment du niveau de contaminations du sol. Le sol utilisé doit avoir une conductivité hydraulique minimale de 1×10^{-4} cm/s et moins de 20 % en poids de particules d'un diamètre égal ou inférieur à 0,08 mm. Ainsi, les sols « A-B » et « B-C » sont admissibles à la valorisation comme matériaux de recouvrement en LET sous certaines conditions. Finalement, l'article stipule une limitation importante à l'utilisation de cette forme de valorisation : l'épaisseur du recouvrement journalier composée de sols contaminés ne peut excéder 60 cm. Le règlement mentionne également que les sols faiblement contaminés peuvent servir au recouvrement final de lieux d'enfouissement, mais cette option ne représente pas un volume significatif de valorisation comparativement au recouvrement journalier.

2.5 Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (RPRT)

Le Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains, aussi entré en vigueur en mars 2003, est un de ceux issus des nouveaux pouvoirs réglementaires introduits par la loi 72. C'est dans ce règlement que les teneurs limites acceptables en contaminants sont établies selon l'usage du terrain. Les critères de l'annexe I, aussi appelés critère « B », sont applicables aux usages résidentiels et institutionnels sensibles (établissement d'enseignement primaire ou secondaire, garderies, centres hospitaliers, etc.) tandis que les critères de l'Annexe II, aussi appelés critère « C », sont applicables aux usages commerciaux, industriels et institutionnels (établissement d'enseignement postsecondaire, assiette de chaussé, parc municipal, piste cyclable, etc.). C'est selon ces critères que se base le REIMR pour l'admission des sols contaminés. C'est également ce règlement qui rend applicables les dispositions de la LQE qui donne au ministre le pouvoir d'exiger la caractérisation d'un terrain ou sa réhabilitation. Cependant, ce pouvoir vise uniquement les catégories d'activités listées à l'annexe III du règlement, et ce, dans des cas de figure précis, dont notamment la cessation des activités et le changement d'usage (Paquet, 2011).

2.6 Autres règlements ou directives

En plus des règlements mentionnés plus haut, d'autres règlements ou directives spécifiques influencent aussi la quantité de sols contaminés traités ou enfouis au Québec dans une moindre mesure. Tout d'abord, étant soumis aux dispositions de la LQE, les centres de traitement et les LESC doivent obtenir une autorisation ministérielle (AM) en vertu de l'article 22 de la LQE pour pratiquer leurs activités (Loi sur la qualité de l'environnement). L'AM obtenue indique quels contaminants le lieu est autorisé à recevoir et à enfouir ou traiter selon le cas. Les LESC, s'ils sont autorisés à accueillir des sols contaminés « >C », et les

centres de traitement thermique doivent aussi faire l'objet d'une étude d'impact sur l'environnement selon l'article 2 du Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement (REEIE) lors de leur implantation (Règlement relatif à l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement de certains projets). En plus de l'AM, plusieurs autres directives spécifiques sont applicables aux centres de traitement selon les techniques qu'ils utilisent. Par exemple, il y a les Lignes directrices pour le traitement de sols par biodégradation, bioventilation ou volatilisation (ministère de l'Environnement [MENV], 1999). De la même façon, des directives spécifiques au LESC sont applicables telles que le Guide de conception, d'implantation, de contrôle et de surveillance des lieux d'enfouissement de sols contaminés. (MDDELCC, 2017)

Le Règlement sur les matières dangereuses influence la quantité de sols excavés annuellement. L'article 9 du RMD stipule que « Quiconque rejette accidentellement une matière dangereuse dans l'environnement doit sans délai [...] récupérer la matière dangereuse et enlever toute matière contaminée qui n'est pas nettoyée ou traitée sur place. » (Règlement sur les matières dangereuses) Cela signifie que lors d'un déversement accidentel le terrain doit être retourné à son état initial.

La réglementation concernant la valorisation des sols contaminés a subi quelques changements depuis les dernières années. Le Règlement sur les carrières et sablières (RCS) est justement une des dispositions réglementaires instaurées récemment qui encadre une option de valorisation des sols faiblement contaminés. Ce règlement permet, à son article 42, l'utilisation de sols contaminés sous les valeurs limites réglementaires de l'annexe I du RPRT pour le réaménagement et/ou la restauration d'une carrière (Règlement sur les carrières et sablières). Le *Guide d'Intervention – Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés* sert de guide aux acteurs concernés pour la valorisation des sols contaminés. Il regroupe dans un tableau les options permises par les dispositions du RESC et du RSCTSC pour la valorisation des sols (Beaulieu et al., 2019).

Des dispositions sont également présentes dans la LQE concernant l'analyse de risque. Selon les articles 31.45, 31.55 et 31.57 de la LQE, le maintien des contaminants excédant les valeurs limites permises sur le terrain est possible suivant l'approbation d'un plan de réhabilitation par le ministre. C'est ce que l'on appelle le confinement sur site ou l'enfouissement sur site. Le plan doit être accompagné d'une évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques ainsi que des impacts sur les eaux souterraines. Les Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec et la Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains

contaminés sont des dispositions spécifiques qui doivent être suivies lors de l'évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques dans le cadre d'un projet d'analyse de risque.

3. SITUATION ACTUELLE AU QUÉBEC

Il est maintenant temps d'observer les résultats qu'a eus le cadre réglementaire sur le traitement et l'enfouissement des sols contaminés au Québec. Ce chapitre en présente donc un portrait global le plus actuel possible. Il fait d'abord un bilan de la performance quant à l'objectif de valorisation de la Politique 2017-2021, puis il est organisé selon les grandes thématiques de la gestion des sols excavés.

Étant donné le manque d'information récente sur la situation du traitement, de l'enfouissement et de la valorisation au Québec dans la littérature, des entrevues ont été effectuées afin d'obtenir les informations manquantes nécessaires à l'établissement d'un portrait exact et actuel de la situation. Les personnes avec qui des informations ont été échangées par vidéoconférence ou par courriels sont des dirigeants de centre de traitement et de centre d'enfouissement de sols contaminés ainsi qu'un membre de la Division de l'expertise en sol contaminé de la Direction du Programme de réduction des rejets industriels et des lieux contaminés du MELCC.

Les informations effectivement disponibles en ligne sur la gestion des terrains contaminés proviennent principalement des bilans ministériels. Trois bilans ont été produits jusqu'à présent, soit en 2001, 2006 et 2010. Ainsi, aucun bilan n'a été produit depuis plus d'une dizaine d'années. À ce sujet, plusieurs passages dans des dossiers du BAPE ainsi que dans des analyses d'impact réglementaires démontrent que la Direction du Programme de réduction des rejets industriels et des lieux contaminés (PRRILC) connaît très bien les données actuelles sur la gestion des terrains contaminés. Il semblerait même qu'un bilan au 31 décembre 2018 aurait été produit, mais si c'est bien le cas, il n'a jamais été publié. Les informations contenues dans les bilans proviennent, d'une part, du Système GTC qui fournit au MELCC des informations sur les terrains contaminés portés à son attention. Cependant, ce registre n'est pas un inventaire exhaustif de tous les terrains contaminés du Québec, puisqu'ils ne comportent que les cas portés à l'attention du ministère à travers le Système GTC (Hébert et Bernard, 2013). L'information provient également des rapports annuels que les LESC et les centres de traitement doivent obligatoirement produire pour rendre compte de leurs activités. La Direction du PRRILC s'occupe de compiler ces informations pour produire ses *Bilans sur la gestion des terrains contaminés*.

3.1 Bilan du plan d'action 2017-2021

Les résultats quant à l'atteinte des objectifs du plan sont amers à l'aube de la dernière année d'application du plan. L'objectif du traitement et de la valorisation de 80 % des sols contaminés n'a pas été atteint. Ce constat ne tient pas non plus compte des sols qui sont enfouis illégalement. Plusieurs des mesures de l'axe

de stratégie 4 n'ont pas été mises en place et les quelques options de valorisation ajoutée n'ont pas eu d'effet sur le taux d'enfouissement (MELCC, 2019).

La gestion des sols au Québec représente une industrie massive. C'était plus de 1,5 million de tonnes de sols qui ont transigé à travers les différents établissements autorisés par le MELCC en 2014 (MELCC, 2019). Comme on peut le constater sur la figure 3.1, la quantité de sols contaminés excavés par année augmente continuellement. Le volume total de sols contaminés gérés, qu'ils soient traités ou enfouis augmente d'environ 8 % par année depuis les 15 dernières années (Mouedhen et Mercier, 2018). Ainsi, bien qu'inconnue, la quantité de sols contaminés gérés en 2021 se situe probablement bien au-delà de 2 millions de tonnes. De plus, lors de la mise en vigueur du projet de Règlement sur la traçabilité des sols, il est estimé que la quantité de sols contaminés gérés par les différents lieux autorisés pourrait augmenter de 500 000 tonnes annuellement (MELCC, 2019).

La situation est complètement différente au niveau du taux d'enfouissement des sols contaminés dans les 15 dernières années. La statistique la plus récente concernant le taux d'enfouissement des sols contaminés date de 2018. C'est une proportion de 59 % des sols contaminés qui ont été traités et valorisés durant cette année et 55 % au cours de l'année 2017. Ainsi, 41 % des sols contaminés ont été enfouis en 2018 et 45 % au cours de l'année 2017 (MELCC, 2019). Ce constat indique que le taux d'enfouissement des sols contaminés n'a pas subi de changement significatif depuis 2006, soit maintenant 15 ans.

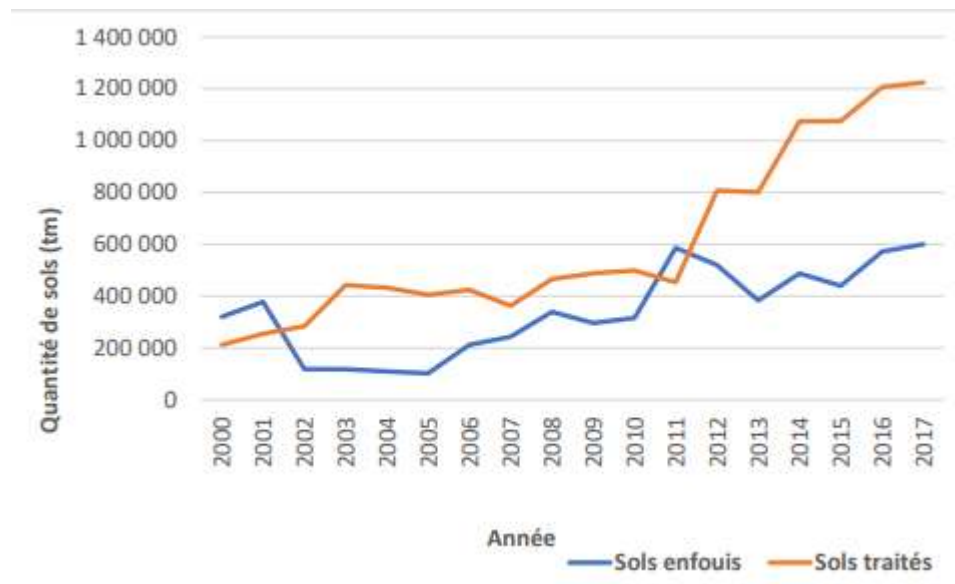


Figure 3.1 Évolution du traitement et de l'enfouissement des sols contaminés au Québec entre 2000 et 2017 (tiré de BAPE, 2020)

Il faut aussi faire la distinction importante entre le taux de sols contaminés traités et valorisés et le taux de sols contaminés traités. Le taux de traitement des sols contaminés rapportés en 2017 est de 67 % (Chevalier, 2020). Cela signifierait qu'en 2017, 12 % des sols traités ont été par la suite enfouis.

Parmi les sols enfouis, il y a une importante variance d'année en année du niveau de contamination de ces sols. Néanmoins, entre 2009 et 2014, c'était environ 50 % des sols enfouis qui présentaient une contamination sous le critère « C ». Ce taux varie cependant entre 37 % et 73 % selon l'année durant cette période (MELCC, 2017). Plus récemment cependant, une proportion massive de sols « <C » a été enfouie en 2017 et 2018 (Chevalier, 2020). Il faut rappeler qu'il existe des options de valorisation pour les sols avec un niveau de contamination « <C ».

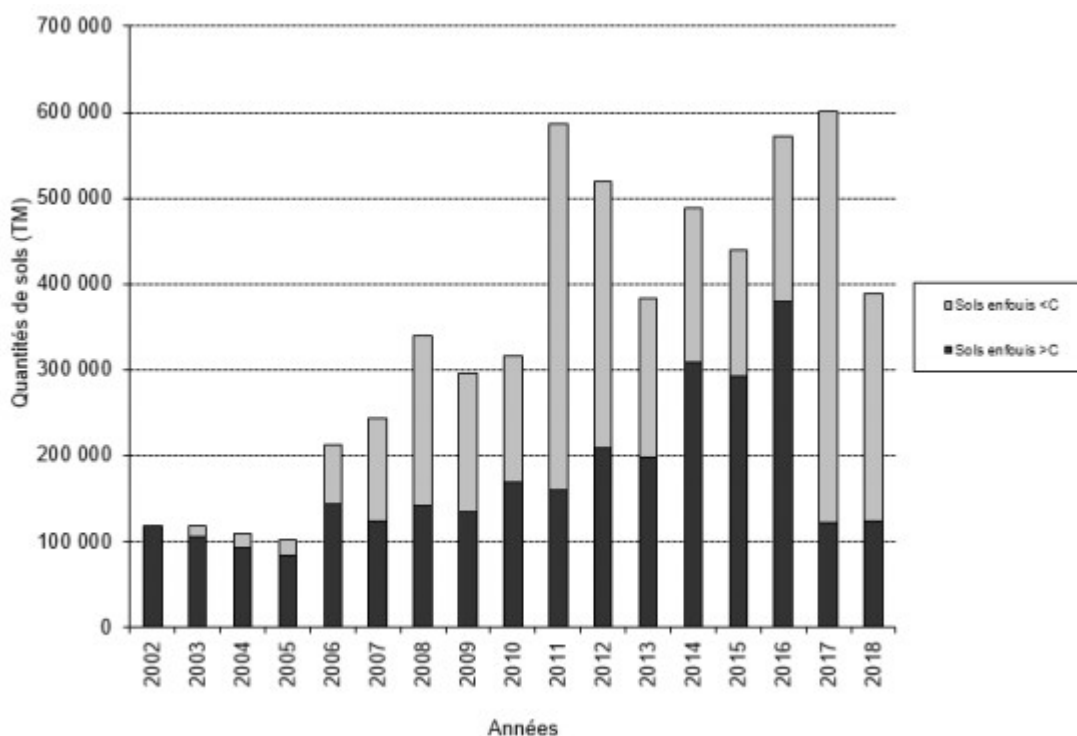


Figure 3.2 Niveaux de contamination des sols enfouis en LESC entre 2002 et 2018 (tiré de Chevalier, 2020)

Tout comme en 2006 et en 2013, le ministère a fait part de son intention d'appliquer une redevance à l'enfouissement des sols contaminés pour contrer les coûts globalement plus bas de l'enfouissement relativement au traitement qui font en sorte que ces sols continuent d'être enfouis plutôt que d'être traités et valorisés. Pourtant, au moment d'écrire ces lignes, aucune redevance à l'enfouissement en LESC n'est en vigueur. Dans son bilan mi-parcours, le ministère explique que la traçabilité des sols doit tout d'abord être établie pour instaurer une redevance. En effet, il craint que l'augmentation des frais, qui sera

transmise aux clients des sites d'enfouissement de sols contaminés, ne fasse qu'exacerber le problème de l'enfouissement sauvage. Un projet de règlement concernant la traçabilité des sols contaminés excavés a été publié dans la Gazette officielle en avril 2019. Au moment d'écrire ces lignes, presque deux ans plus tard, le règlement n'est toujours pas en vigueur, et ainsi, la redevance non plus. D'autant plus qu'un nombre des mesures proposées dans le plan d'action 2017-2021 devait être financé par les redevances prélevées sur l'enfouissement. Ainsi, les actions qui n'ont toujours pas vu le jour, dû à l'absence de financement, sont le programme d'aide financière pour la réhabilitation de station-service appartenant à de petits détaillants, le programme d'aide financière pour la réhabilitation de propriétés résidentielles contaminées par le mazout et le programme de financement pour le développement de technologies de traitement in situ (MELCC, 2019). Il n'y a donc actuellement aucune mesure d'incitation pour le recours à des techniques de traitement avant-gardiste. Ainsi, la recherche et le développement en technologies de réhabilitation se font plutôt par des compagnies privées. Cela pose un problème, car pour des raisons de compétitivité les compagnies ne dévoilent pas les connaissances et les résultats qu'ils obtiennent lorsqu'ils testent de nouvelles technologies. De ce fait, il est difficile de suivre le développement des technologies de réhabilitation au Québec (Duchesne, 2013).

Dans les mesures que le ministère a réussi à instaurer qui ont un impact sur le marché du traitement des sols contaminés, on compte la modification du RESC pour instaurer un fonds de gestion postfermeture en LESC. Un fonds de gestion postfermeture pourrait augmenter les prix à l'enfouissement et ainsi favoriser le traitement tout en s'assurant de diminuer le passif environnemental transmis à l'état par l'enfouissement. Un nouveau règlement, soit le RCS ainsi que des modifications au RSCTSC, au RPRT et au RESC devrait permettre plus d'options de valorisation et un meilleur encadrement pour les sols faiblement contaminés. La valorisation comme remblayage dans le cadre de restauration d'une carrière est une des nouvelles options de valorisation possible (MELCC, 2019). Plus d'options de valorisation devraient également rendre le traitement plus compétitif en permettant aux centres de traitement de vendre les sols traités plutôt que de payer pour les enfouir.

3.2 Nature des sols contaminés

Les propriétés granulométriques ainsi que le type de contaminant retrouvé dans un sol déterminent quelle technique de traitement est la mieux adaptée pour le gérer. Ainsi, l'offre de traitement offerte dans une région dépend du type de sol et de contaminants retrouvés dans cette région.

Dans le cas du Québec, les terrains contaminés le sont le plus souvent par une contamination strictement organique, c'est-à-dire 70 % du temps. Les contaminations mixtes ou strictement inorganiques composent l'autre 29 % (MELCC, 2020c).

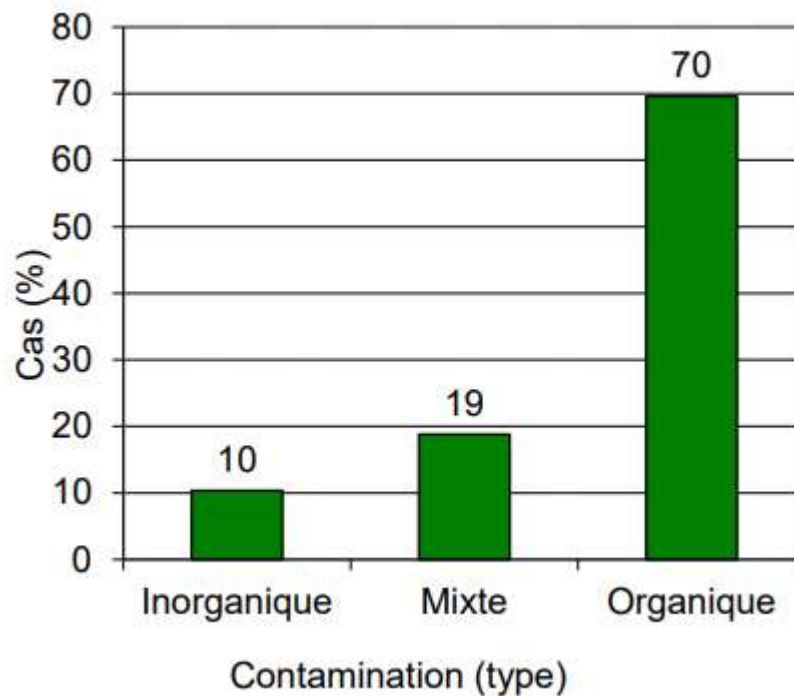


Figure 3.3 Pourcentage des inscriptions en fonction du type de contamination présent en 2018 (tiré de MELCC, 2020c)

Le pourcentage de présence pour chaque contaminant dans les sols et les eaux souterraines n'est pas disponible pour 2018, mais la figure 3.2 présente ces données plus détaillées en date du 31 décembre 2010. Le total est supérieur à 100 % puisque plusieurs contaminants peuvent se trouver dans un même sol contaminé. La proportion devrait être sensiblement les mêmes à ce jour.

Nature des contaminants	Pourcentage
Paramètres intégrateurs	65
HAM	26
Autres ¹	15
Métaux (et métalloïdes)	26
HAP	23
BPC	3
Autres composés inorganiques ²	2

¹ Acides, bases, solvants et produits pétroliers (terminologie utilisée jusqu'en 1994).

² Azote ammoniacal, chlorures, cyanures disponibles, cyanures totaux.

Figure 3.4 Pourcentage des inscriptions en fonction du contaminant présent (tiré de Hébert et Bernard, 2013)

Les paramètres intégrateurs, les hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM), les « autres », les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les biphényles polychlorés (BPC) font partie des contaminants organiques et les métaux, métalloïdes, azote ammoniacal, chlorures et cyanures font partie des contaminants inorganiques. Les autres contaminants organiques persistants non répertoriés dans ce tableau, tel que les dioxines et furanes, les pesticides, les chlorobenzènes et les composés phénoliques chlorés et non chlorés représentent moins de 1 % des terrains.

Les paramètres intégrateurs, soit les hydrocarbures pétroliers C₁₀-C₅₀ (HP C₁₀-C₅₀), sont rencontrés environ dans les deux tiers des cas. L'offre en technique de traitement au Québec est directement reliée à cette constatation. Comme il en sera question dans la section 3.3, la majorité des techniques sur le marché traitent exclusivement les contaminations organiques (MELCC, 2020a). On peut aussi remarquer que 26 % des terrains comportent une contamination aux métaux et métalloïdes et qu'environ 3 % des terrains comportent une contamination en BPC ou autres contaminants organiques chlorés difficilement traitable. Ainsi, c'est environ 30 % des sols contaminés qui ne sont pas traitables par la grande majorité des centres de traitement actifs actuellement comme il en sera question dans la section suivante.

3.3 Traitement

Il existe actuellement 3 centres au Québec qui ont obtenu une autorisation du MELCC pour le traitement de sols contaminés (MELCC, 2020a). C'est plus de centres de traitement que dans l'ensemble du reste du Canada¹. Une gamme intéressante de techniques de traitement est offerte: bioventilation, biodégradation, volatilisation, désorption thermique, oxydation chimique, ségrégation physico-chimique

¹ Entrevue avec M. Samuel Roger, Directeur général chez Signaterre Environnement

et lavage. Toutefois, la vaste majorité d'entre elles utilise un procédé de traitement biologique, principalement pour les hydrocarbures. La technique la plus commune est la bioventilation, une combinaison de la biodégradation et de la volatilisation (MELCC, 2020). La volatilisation consiste en la ventilation des sols pour en extraire les composés organiques volatils (COV). La ventilation sert aussi au transport de l'oxygène nécessaire pour le procédé de biodégradation. Celui-ci consiste en l'ajout dans le sol contaminé d'organismes microbien capable de transformer les hydrocarbures moins volatils en biomasse, en gaz carbonique et en eau (Mouedhen et Mercier, 2018).

En fait, seulement une compagnie au Québec pratique activement le traitement des sols contaminés aux métaux, soit Northex Environnement. Cette compagnie utilise plutôt une technique de séparation granulométrique et de lavage des sols, qui sont couramment utilisés en tandem (Colombano et al., 2010). Le lavage des sols est une technique de traitement physique qui combine la plupart du temps plusieurs méthodes d'extraction complémentaire physique ou chimique tel que la séparation gravitationnelle, par flottaison, magnétique, ou autre dans le but ultime d'extraire et/ou de concentrer la contamination dans un plus petit volume (Dufresne, 2013).

Le lavage des sols n'est pourtant pas une technologie nouvelle au Québec. Plusieurs efforts y ont déjà été déployés pour développer le traitement des métaux. Dès 1995, un projet de démonstration avait été réalisé par l'Institut national de la recherche scientifique (INRS) en partenariat avec l'entreprise Alex-sol inc. dans le cadre d'un programme d'Environnement Canada (Dermont, 2008b). Entre 1995 et 2008, l'INRS a poursuivi les recherches dans ce domaine et plusieurs procédés développés ont mené à des demandes de brevets par leurs partenaires industriels, mais sans succès commercial. En 2008, le procédé Métox a vu le jour et a presque réussi à percer le marché. Il a fait l'objet de plusieurs essais de démonstration à l'échelle pilote réalisée sur des sites urbains et militaires. Encore en 2015, ce projet recevait une subvention de 300 000 \$ dans le cadre de la Stratégie de développement économique de la Ville de Québec, mais il n'est toujours pas disponible commercialement (INRS, 2015, 6 février). Il a fallu attendre jusqu'en 2009 pour le dépôt de demande de brevet du procédé Northex et en 2016 pour une première application commerciale².

Il faut tout de même mentionner les centres de traitement Stablax à Blainville et Englobe à Sherbrooke, à qui il est permis de recevoir des sols contenant des métaux et métalloïdes. Le centre d'Englobe utilise une

² Échange courriel avec M. Gérald Dermont, Ph.D. Sciences de la Terre, Gestion et Technologies environnementales

technique d'inertage chimique des contaminants par stabilisation aux phosphates³. Stablex, quant à lui, utilise un procédé de stabilisation et solidification (S/S) qui consiste en différents traitements chimiques pour y stabiliser et précipiter les contaminants. Ensuite, un agent liant fixe le précipité dans une matrice de silicate qui prend la consistance du béton une fois muri, le tout dans le but de réduire la mobilité et la toxicité des contaminants (Stablex, s. d.). Dû à son procédé spécial de S/S, il est pour l'instant impossible de valoriser ces sols une fois traités, et ils sont enfouis dans une cellule spéciale opérée par Stablex. Les sols peuvent toutefois remplacer l'utilisation de matière première dans la stabilisation d'autres matières dangereuses résiduelles (MDR). Avec une quantité annuelle autorisée de 70 000 tonnes de sols traités par année, ce centre n'est pas un acteur principal dans la gestion des sols contaminés au Québec⁴. Des projets de développement d'options de valorisation pour les produits de S/S ont été réalisés à quelques reprises. Notamment, des produits des S/S ont été utilisés dans le cadre de la construction des nouvelles infrastructures portuaires projetées au secteur Beauport du Port de Québec (Boudreault et Dubé, 2015). Toutefois, ce genre de valorisation n'est toujours pas reconnu au niveau réglementaire. En fait, le MELCC ne considère pas la S/S comme une méthode de traitement ou une méthode de valorisation, et ce, qu'elle soit *ex situ* ou *in situ*.

Un seul centre, soit celui de RSI environnement à Saint-Ambroise, est autorisé à effectuer le traitement des sols présentant des contaminants tels que les BPC, dioxines, furanes et per et polyfluoroalkylées. Ce dernier est le seul au Québec à utiliser un traitement thermique qui rend possible le traitement de ces contaminants organiques persistants⁵. Les sols contaminés sont acheminés dans un four rotatif maintenu à 650 °C. À cette température, les composés organiques sont désorbés puis évaporés. Ce gaz est ensuite chauffé dans un second four à 1000 °C et les contaminants organiques y sont détruits par oxydation thermique (RSI environnemental, s. d.a). Comme mentionné précédemment, les sols contaminés par des BPC et autres contaminants organiques persistants représentent environ 3 % des sols contaminés au Québec, ce qui équivaut entre 60 000 à 80 000 tonnes. Les installations de traitement de RSI environnement pourraient donc traiter l'ensemble de ce volume selon leur autorisation de 100 000 tonnes/année, mais les quantités qu'ils reçoivent effectivement par année est bien moindre⁶. Il est interdit au Québec d'enfouir des sols présentant une concentration en BPC supérieure à l'annexe I

³ Ibid.

⁴ Échange courriel avec M. Pierre Lego, Directeur Santé, Sécurité, Environnement et Transport, Région Canadienne chez Stablex

⁵ Échange courriel avec M. Luc Caza, Directeur des ventes chez RSI Environnement

⁶ Ibid.

du RESC. Étant donné les coûts de l'enfouissement et du traitement thermique, de manière réaliste, seules les contaminations en BPC « >D » sont traitées, les autres sont enfouis.

3.4 Enfouissement

Il existe actuellement quatre lieux d'enfouissement pour les sols contaminés en activités au Québec, celui d'Horizon Environnement à Grandes-Piles ayant récemment fermé ses portes en janvier 2020 (BAPE, 2020). Deux d'entre eux sont situés dans la région de Lanaudière tandis que les deux autres se situent respectivement au Centre-du-Québec et au Saguenay-Lac-Saint-Jean (MELCC, 2020b). Si l'on considère les informations les plus récentes sur le taux d'enfouissement et la quantité de sols contaminés excavés, c'est environ 820 000 tonnes de sols contaminés qui sont enfouis par année à travers ces quatre centres actifs.

Le site de Vitaliterre, à l'Épiphanie, est en activité depuis 2012. Il a une capacité de 1,2 million de m³ et sa durée de vie estimée était au départ d'environ 15 ans. Contrairement aux autres LESC, seuls les sols sous le critère « C » sont autorisés à y être enfouis (De Smet, 2012, 30 octobre).

Le site de Signaterre, à Mascouche, est quant à lui en activité depuis 2014 et il se partage avec le site de Vitaliterre les sols contaminés en provenance de Montréal principalement. Ce site a déjà servi de lieux d'enfouissement de sols contaminés il y a une quinzaine d'années, mais son opération avait cessé en 2012 à la suite d'un glissement de terrain. Depuis 2016, il a été repris par Signaterre et il est autorisé à recevoir tous les sols, même ceux avec une contamination supérieure aux valeurs de l'annexe I du RESC si une dérogation le permet. Signaterre opère à la fois un LESC et un centre de traitement par biodégradation, bioventilation et oxydation chimique sur son site. Environ 45 % des sols qu'ils reçoivent sont traités par ce centre. Sa capacité de 318 000 m³ a récemment été augmentée de 4 millions de tonnes, ce qui correspond grossièrement à 2 millions de mètres cubes. Signaterre prévoit que cette augmentation permettra la poursuite de ses activités durant une période de 27 ans, à 150 000 tonnes métriques par année (Signaterre Environnement, 2017). Le projet d'augmentation de la capacité de ce LESC, étant assujéti à la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement, a fait l'objet d'audiences publiques qui ont suscité des critiques de la part de certains professionnels dans le domaine. Ceux-ci prétendent que l'augmentation de la capacité du site n'était pas justifiée et qu'elle encouragerait l'enfouissement des sols contaminés plutôt que leur traitement (Lamothe et Savaria, 2020). La décision a finalement été d'accorder l'agrandissement demandé par le promoteur. Le BAPE recommande tout de même au MELCC, malgré qu'il considère l'enfouissement actuel justifié dans son rapport, d'amorcer une réflexion sur la responsabilité

financière de l'État en cas d'imprévu postfermeture et sur le passif environnemental de l'enfouissement en général (BAPE, 2020).

Selon les informations obtenues de la part du LESC de Mascouche, environ 20 % à 30 % des sols enfouis dans ce centre présentent une contamination strictement organique, le reste étant des sols contaminés entièrement ou en partie par des métaux⁷. Les sols contaminés organiques enfouis sont les sols dont la constitution et/ou le type de contaminants les rendent plus difficiles à traiter. Les sols argileux, les HAP de plus de quatre cycles, les BPC, les dioxines et les furanes composent entre autres les types de sols ou de contamination qui sont plus difficiles à traiter. Puisque ce LESC présente la plus grande capacité d'enfouissement au Québec et qu'il dessert les régions du Grand Montréal et de la Montérégie, qui représentent à eux seuls environ 50 % de tous les terrains contaminés répertoriés au Système GTC, on peut estimer que ces proportions sont représentatives des autres LESC ou à tout le moins, d'une large portion de l'enfouissement de sols au Québec (BAPE, 2020 ; Hébert et Bernard, 2013). Ainsi, sachant qu'environ 40 % des sols contaminés excavés sont enfouis au Québec, cela voudrait dire qu'environ 10 % de tous les sols contaminés excavés qui présentent une contamination strictement organique sont tout de même enfouis (MELCC, 2019). Le 30 % restant des sols contaminés enfouis présenterait donc une contamination mixte ou strictement inorganique, ce qui renforce davantage l'idée que cette donnée est représentative à l'échelle du Québec puisque cela concorde avec les données présentées à la section 3.2, soit qu'environ 29 % des terrains contaminés présentent une contamination aux métaux (MELCC, 2020c).

Durant l'audience publique sur son agrandissement, Signaterre a publié un tableau présentant les niveaux de contamination des sols enfouis dans leur site selon leur niveau de contamination. On peut y voir, à la figure 3.5 ci-dessous, que la majorité des sols admis sont du niveau « C-D », ceux-ci sont admissibles sans traitement. Une proportion très variable, mais non négligeable de sols du niveau « >D » sont également admis. Cette catégorie devrait être enfouie seulement si elle n'est pas traitable (Manji, 2020). Pourtant, comme démontré précédemment à la figure 3.2, d'importantes quantités de sols « A-B » et « B-C » ont été enfouies en 2017 et 2018. Les sols faiblement contaminés « A-B » ne sont pas enfouis en LET puisque les redevances exigibles à l'enfouissement des MR rendent cette option trop coûteuse. Cela signifie que ces grandes quantités de sols « <C » sont enfouies dans d'autre LESC puisque celui de Signaterre n'accueille pas vraiment de sol « <C ». Le LESC de Vitaliterre accueille assurément des sols « A-C » puisqu'il ne lui est pas permis d'accueillir des sols « >C ». Aucune donnée n'est disponible sur les quantités et les niveaux de contamination des sols accueillis par ce centre. En général, il devrait être difficile pour un LESC de

⁷ Entrevue avec M. Samuel Roger, Directeur général chez Signaterre Environnement

concurrencer avec le prix du recouvrement journalier des sols « B-C » selon la nature des mesures de protection exigées pour les LESC. L'existence d'un LESC comme celui de Vitaliterre est donc explicable par un excès de sols « A-C » qui dépasse la demande en matériel de recouvrement journalier en LET et la disponibilité en options de valorisation pour les sols « A-C ». Il serait aussi intéressant de confirmer si les mesures de protection exigées à ce site sont moins grandes que pour les autres LESC puisqu'il n'accueille que des sols « <C ». Le plus probable est que les deux raisons soient en cause puisque si seulement la première était vraie, les sols « A-C » enfouis devraient être répartis à travers tous les LESC selon la distance à parcourir, mais Signaterre n'enfouit pas de sol « A-B ».

2017

Sous le critère C (<A, AB, BC)	2%
CD	78%
>RESC avec dérogation	20%

2018

Sous le critère C (<A, AB, BC)	2%
CD	92%
>RESC avec dérogation	6%

2019

Sous le critère C (<A, AB, BC)	9% (7% par la ville de Mascouche)
CD	75%
>RESC avec dérogation	16%

Figure 3.5 Proportion des sols enfouis au LESC de Mascouche entre 2017 et 2019 selon leur niveau de contamination (tiré de Manji, 2020)

La cellule actuellement en opération chez EnfouiBec à Bécancour a récemment été ouverte, mais cette compagnie opérait déjà un autre LESC depuis 2002 dans cette région. Il a les mêmes autorisations que le site de Mascouche et sa capacité totale est d'environ 1,73 million de tonnes. Ce lieu est jumelé à un centre de traitement comme celui de Signaterre (Gestion 3LB, 2018).

La figure 3.4 présente l'estimation des proportions de sols valorisés, traités et enfouis qui avait été présentée dans l'étude d'impact lors de l'ouverture du site. On y constate notamment que près de la moitié des sols qu'ils reçoivent sont directement valorisés. Ce centre agit donc aussi comme un lieu de stockage temporaire ou du moins comme un intermédiaire entre le propriétaire de sols contaminés et le lieu de valorisation. L'ensemble de la valorisation prévu était comme matériel de recouvrement journalier (Gestion 3LB, 2018).

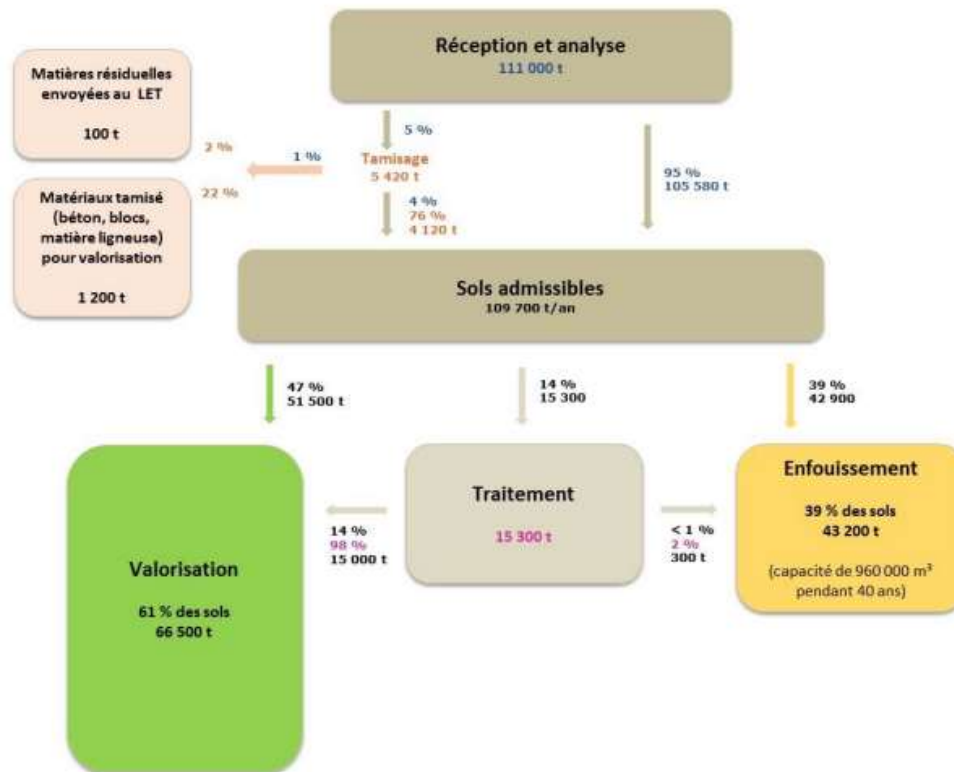


Figure 3.6 Prédications du bilan de masse annuel par mode de gestion des sols pour le site d'EnfouiBec à Bécancour (tiré de Gestion 3LB, 2018)

Très peu d'information est disponible pour le LESC à Larouche dans la région du Saguenay. Il fait aussi partie des trois lieux d'enfouissement autorisés à accueillir tous les types de sols. Sa capacité résiduelle est estimée à 1,9 million de tonnes par le MELCC en date de juin 2020 (MELCC, 2020c).

Au cours des 10 dernières années, il semble y avoir eu une augmentation importante de la capacité d'enfouissement étant donné les autorisations d'agrandissement récentes. La capacité d'enfouissement résiduelle des sols contaminés à l'échelle du Québec était estimée à 3 millions de tonnes avant l'autorisation de 4 millions de tonnes supplémentaires à Signaterre (MELCC, 2020c). La capacité restante

se situerait donc maintenant à 7 millions de tonnes. Si les quantités absolues de sols enfouis demeurent similaires dans les prochaines années, soit à 600 000 tonnes en 2017, la durée de vie de la capacité d'enfouissement devrait être d'environ 11,67 ans. Si elles continuent d'augmenter à un taux moyen de 8 % par année, la durée de vie serait alors plus autour de 9,11 ans (Mouedhen et Mercier, 2018). Il est difficile d'établir l'évolution de la capacité autorisée de traitement ou même la capacité actuelle, car plusieurs CA ne permettent pas une capacité annuelle, mais plutôt une capacité totale sur cinq ans ou dix ans. Toutefois, la capacité actuelle de traitement semble bien au-delà de la demande selon les quelques centres dont l'information a été obtenue. En effet, avec 31 centres de traitement et des capacités de traitement autorisées par centre qui semblent se trouver autour de 100 000 tonnes/année, l'offre en traitement est largement supérieure à la quantité totale de sols contaminés excavés par année en termes de volume.

3.5 Valorisation

Valoriser un sol traité ou faiblement contaminé signifie lui redonner un usage, une utilité. La valorisation a deux avantages. Elle permet d'éviter la perte d'espace pour l'enfouissement des sols traités et elle permet de diminuer les pressions sur le milieu naturel en substituant l'utilisation de sols propres ou d'autres matières premières par des sols faiblement contaminés. Dans cet essai, les mots valorisation et réutilisation sont entendues comme ayant la même signification. Au Québec, les options de valorisation actuellement disponible pour les sols contaminés sont présentées à l'annexe 5 du Guide d'intervention – Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés (PSRTC). Les sols en dessous du critère « A » n'ont aucune restriction à l'usage. Les principales options pour les sols dans la plage « A-B » sont, le recouvrement journalier en LET, la valorisation dans des projets spéciaux autorisés par le MELCC et la restauration d'aires d'accumulation de résidus miniers et de carrières. L'utilisation du remblayage de terrains lors de réhabilitation et de la valorisation sur le site d'origine sont extrêmement peu utilisées (Chevalier, 2020). La diversification des options de valorisation pour ces sols fait partie des objectifs du Plan d'action du MELCC (Beaulieu et al., 2019). Les principales options pour les sols dans la plage « B-C » se limitent au recouvrement journalier en LET et à la valorisation sur le terrain d'origine. Malgré ces efforts, la valorisation comme matériel de recouvrement journalier en LET constitue toujours la principale option de valorisation pour les sols traités ou faiblement contaminés (Mouedhen et Mercier, 2018). La quasi-totalité des sols valorisés de cette façon contient un niveau de contamination dans la plage « B-C ». Peu d'information est disponible sur l'utilisation de la revitalisation d'anciennes carrières et d'anciennes mines, mais le MELCC espère que cette option deviendra une source importante de valorisation pour les sols « A-

B »⁸. Finalement, certains projets spéciaux, autorisés par le ministère, permettent aussi la valorisation d'une certaine partie des sols « A-B ». Par exemple, le centre de Signaterre à Mascouche a pu utiliser 105 000 tonnes de sols « A-B » pour l'aménagement d'une plate-forme de traitement sur son site en 2016 (BAPE, 2020).

Certains centres de traitement privés travaillent aussi au développement d'options pour la réutilisation de leurs sols traités. En effet, les différentes techniques de traitement produisent des sols traités avec des propriétés différentes pour un même niveau de contamination. Ainsi, il est parfois dans l'intérêt des compagnies de trouver des façons de réutiliser les matériaux que leur technique de traitement produit. Par exemple, Northex Environnement, avec sa technique de ségrégation physique et chimique des sols, se trouve à séparer les composantes du sol pour obtenir des matières premières comme du gravier et du sable. Elle travaille sur des projets de valorisation de ces sous-produits grossiers dans des ouvrages structuraux de génie civil, comme matière filtrante en champs d'épuration et comme abrasifs hivernaux sur les routes. Pour ce qui est des particules fines, elle travaille au développement de produits de béton utilisant des sols dans leur fabrication et de terreaux faits à partir d'argile⁹. Un autre exemple d'un procédé peu commun au Québec est celui du traitement thermique de RSI environnement. Les sols extrants de ce procédé étant inerte et similaire à des cendres, ils ont dû développer des façons de donner une deuxième vie à cette matière comme l'offre de terreau en vrac ainsi que comme amendement pour la fabrication du béton¹⁰.

3.6 Traçabilité

Aucune mesure obligatoire de traçabilité des sols excavés n'est présentement en vigueur au Québec, mais des démarches sont en cours pour en développer. En vue de mettre en vigueur son projet de règlement sur la traçabilité des sols et de réduire, voire éliminer, le problème d'enfouissement sauvage actuel, un système de traçabilité est actuellement en essai dans la région de Montréal. Il s'agit du système Traces Québec développé par Réseau Environnement. Son fonctionnement prévoit un bordereau de suivi des sols qui devra être rempli par l'expéditeur et le récepteur et communiqué au ministre à chaque fois que des

⁸ Entrevue avec M. Luc Bonneau, Chef de la Division de l'expertise en sol contaminé, Direction du Programme de réduction des rejets industriels et des lieux contaminés, MELCC

⁹ Entrevue avec Mme Marie-Josée Lamothe, Directrice générale chez Northex Environnement.

¹⁰ Échange courriel avec M. Luc Caza, Directeur des ventes chez RSI Environnement

sols seront excavés et déplacés de leur site d'origine. Le transporteur de ces sols devra utiliser un appareil transmettant sa position géographique en temps réel au ministre (Enviro Urgence, 2020).

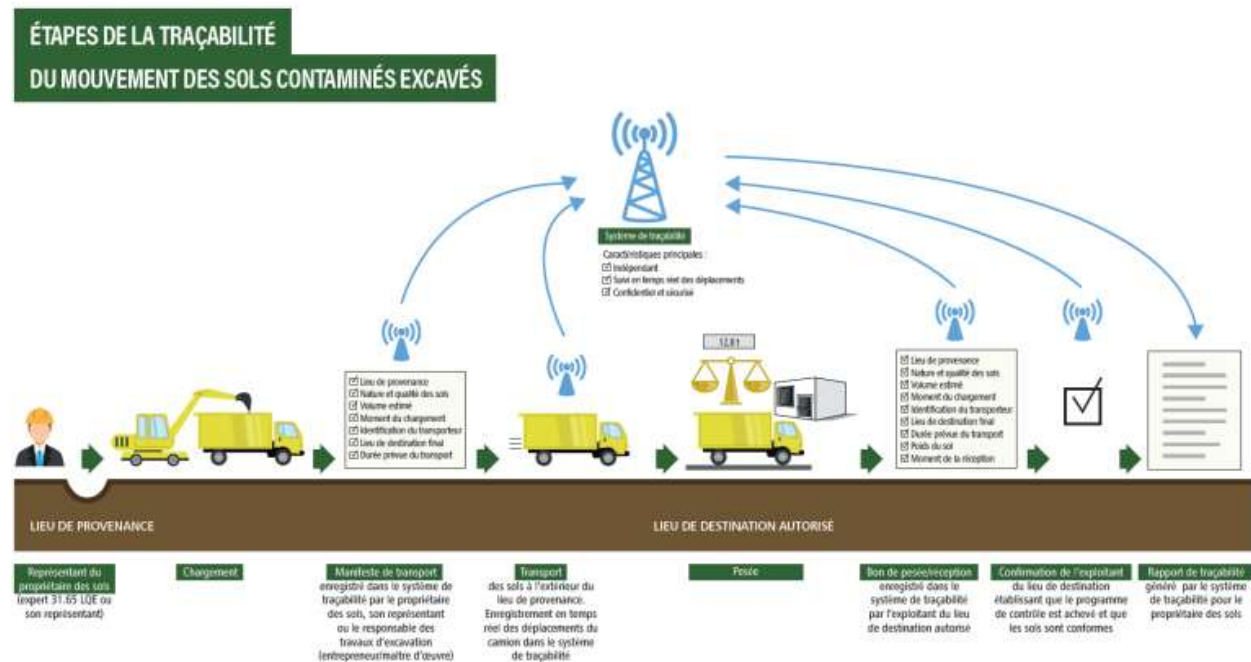


Figure 3.7 Étapes de la traçabilité du mouvement des sols contaminés excavés (tiré de MDDELCC, 2018)

Cet élément est d'ailleurs contesté par certaines parties prenantes pour atteinte à la vie privée, ce qui participe au retardement de la mise en vigueur de ce règlement qui était initialement prévu pour le 30 novembre 2019 (Croteau, 2019, 12 novembre ; MELCC, 2019). Le service de traçabilité Traces Québec pourrait aussi être éventuellement applicable aux matières résiduelles et aux résidus de construction, rénovation et démolition.

Des modifications ont dû être apportées à la version publiée en avril 2019, mais il est prévu que le Règlement sur la traçabilité des sols soit mis en vigueur au printemps de 2021. Il est d'ailleurs déjà obligatoire d'utiliser ce nouveau système de traçabilité pour pouvoir bénéficier du plus récent programme d'aide financière à la réhabilitation : ClimatSol-Plus (Dufresne et al., 2019). De plus, l'article 40 du projet de loi concernant l'accélération de certains projets d'infrastructure stipule qu'en attendant la mise en vigueur du règlement sur la traçabilité des sols « Des mesures permettant d'assurer la traçabilité des sols contaminés doivent notamment être mises en place lorsqu'un système prévu à cet effet est opérationnel. » Cet article s'applique à tous les travaux d'excavation de sols contaminés provenant d'une activité humaine selon l'article 80 du même règlement. L'article 40 mentionne également que le

traitement et la valorisation de ces sols contaminés doivent être favorisés, mais étant donné la formulation générique de ces articles, il est probable qu'ils n'aient aucun impact réel sur la gestion des sols contaminés excavés (Loi concernant l'accélération de certains projets d'infrastructure).

4. ANALYSE DES ENJEUX ACTUELS RELATIFS À L'ENFOUISSEMENT DE SOLS CONTAMINÉS AU QUÉBEC

L'étude de la situation au Québec permet de déceler les principaux enjeux qui concourent à ralentir l'amélioration de la gestion des sols contaminés au Québec. Cette section servira à approfondir sur les tenants et les aboutissants de ces enjeux. Il ne faut toutefois pas oublier que bien que les enjeux soient décortiqués en sous-section, ceux-ci font partie d'un tout qu'est le système de gestion des sols excavés québécois et qu'ils ont ainsi une influence les uns sur les autres. L'offre en traitement des sols contaminés par des métaux en est un excellent exemple. Puisque, comme vu au chapitre 3, environ 75 % des sols enfouis en LESC sont contaminés par des métaux et qu'il n'existe qu'un seul centre de traitement pour ce genre de contamination en excluant l'immobilisation, le traitement des sols contaminés par des métaux représente un enjeu majeur, mais celui-ci est adressé indirectement par la compétitivité du traitement.

4.1 Compétition entre le traitement et l'enfouissement

Pour bien comprendre la compétition qui existe entre le traitement des sols contaminés et leur enfouissement, il faut observer le cheminement d'un sol contaminé à partir du moment où il est excavé. Au Québec, la gestion des sols contaminés est tout d'abord dictée par la réglementation. Ainsi, selon le niveau de contamination, et en supposant que la réglementation est respectée, les principaux modes de gestion possible sont :

- Le traitement;
- L'enfouissement en LESC;
- L'enfouissement en LET;
- La valorisation comme matériel de recouvrement journalier dans un lieu assujéti au REIMR;
- La valorisation autre (tel que sur un terrain en voie de réhabilitation à la condition que l'utilisation des sols n'ait pas pour effet d'augmenter la contamination du terrain récepteur ou encore lors de la revégétalisation d'une carrière)
- L'exportation (vers des centres autorisés en Ontario)

Ensuite, l'option de gestion qui sera choisie par le propriétaire du sol contaminé excavé sera l'option permise par la réglementation qui présente le plus faible coût total, en incluant à la fois la gestion et le

transport. Le logigramme de la figure 4.1 à la page suivante permet de visualiser le processus décisionnel suivi lors de la gestion d'un sol contaminé excavé.

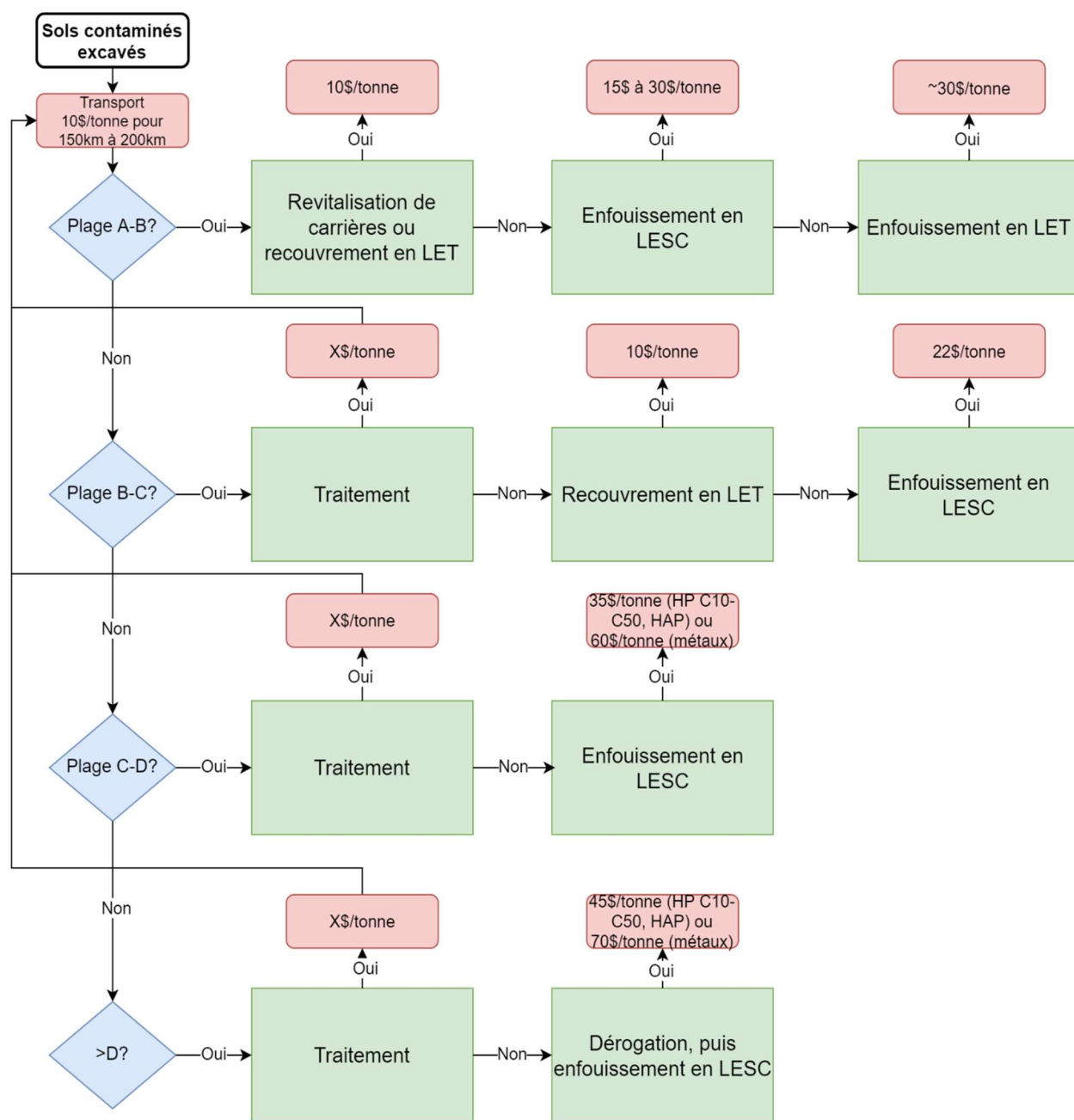


Figure 4.1 Schéma décisionnel des sols contaminés excavés¹¹

¹¹ Les prix dans la figure sont approximatifs et proviennent de consultants en évaluation environnementale de site. Les prix du traitement ne sont pas inclus, car ils sont extrêmement variables, entre autres selon le niveau de contamination, le type de contamination et le type de matrice. Seules les options de valorisation les plus utilisées ont été incluses pour alléger la figure. Finalement, des fourchettes de prix seraient plus représentative de la réalité, mais l'information disponible n'a pas été trouvée en quantités suffisantes.

Nous avons déjà établi que l'offre pour le traitement des contaminants organiques au Québec est très développée avec plus de 31 centres de traitement. Le grand nombre de centres fait en sorte que, logiquement, la compétition entre les centres de traitement est féroce et que leur marge de profit est faible. Les centres de traitement ont donc peu de marge de manœuvre pour diminuer leurs prix. Étant donné que le traitement n'est pas obligatoire dans la plupart des cas, les centres de traitement sont aussi en compétition avec l'enfouissement. Les sites d'enfouissement et les centres de traitement sont aussi en compétition avec le dépôt illégal et l'exportation, mais ces options ne sont pas incluses dans le logigramme parce que bien qu'une quantité significative de sols prennent l'une de ces options comme mode de gestion, celles-ci n'influencent pas ou très peu la balance entre traitement et enfouissement au Québec, elles ne font que réduire la quantité de sols qui entre dans le système.

On distingue deux niveaux de compétition pour les centres de traitement et les lieux d'enfouissement. Les sols contaminés « <C » et les sols contaminés « >C ». Il existe deux niveaux, car d'un côté, on retrouve les sols qui peuvent être valorisés directement et de l'autre côté les sols qui ne peuvent être valorisés. Les sols « A-B » sont enfouis ou directement valorisés. Les frais d'enfouissement sont des sols « A-B » sont similaires, bien que légèrement plus haut, que ceux de la valorisation, alors l'option la plus près du site d'origine est souvent celle choisie. En effet, ils ne sont pas traités, car malgré que les sols « <A » sont libres d'usage, cela ne leur procure aucune valeur supplémentaire sur le marché. Comme mentionné précédemment, l'enfouissement en LET n'est jamais utilisé étant donné la redevance y étant associée. Les sols « B-C », quant à eux, sont admissibles comme matériel de recouvrement en LET alors c'est l'option qui est priorisée pour son avantage financier. À cause du REIMR, qui permet une épaisseur maximale de 60 cm pour le recouvrement journalier constitué de sols contaminés, il y a une quantité limitée de sols contaminés qui peut être valorisée de cette façon (Règlement sur l'enfouissement et l'incinération des matières résiduelles). Or, la quantité de sols contaminés « B-C » générés au Québec est plus grande que la quantité qui peut servir de recouvrement. Ainsi l'excédent doit être traité ou enfoui en LESC. Le plus souvent, ils sont enfouis en LESC, car le traitement peut difficilement offrir un prix en dessous de 22 \$/tonne lorsqu'il doit considérer qu'il devra payer pour transporter le sol à nouveau après traitement et payer pour le valoriser. En effet, ceux-ci doivent payer pour valoriser leurs sols comme matériel de recouvrement journalier à 10 \$/tonne ou encore en tant que matériel pour la revitalisation d'une carrière à 10 \$/tonne (Chevalier, 2020). Cela laisse peu de marge de manœuvre pour financer un traitement. Les sols « <C » sont donc directement valorisés ou enfouis, car le traitement donne peu de valeur supplémentaire au sol.

Pour ce qui est des sols « >C », il faut comprendre qu'outre le fait qu'il est interdit de disposer d'un sol contaminé n'importe où selon le RSCTSC, l'existence d'une industrie du traitement des sols excavés « <D » au Québec est motivée par un seul facteur : les frais relatifs à l'enfouissement. En effet, le RESC présente plusieurs mesures d'implantation, de suivi, d'opération, de fermeture, etc. aux lieux d'enfouissement de sols contaminés. Toutes ces mesures de protection que doivent suivre les exploitants de LESC sont coûteuses et ces frais sont transférés dans le prix de l'enfouissement à la tonne. Ces frais d'enfouissement à la tonne sont parfois plus élevés que la combinaison des frais de traitement, de transport et de valorisation comme matériel de recouvrement en LET ou autre mode de valorisation. C'est d'ailleurs pourquoi l'offre de traitement au Québec est caractérisée en majorité par des techniques biologiques peu coûteuses. Dans une raisonnable proportion des cas, le traitement peut offrir ce prix. Lorsque le prix du traitement d'un sol est au-dessus de ce prix minimal que peuvent offrir les LESC, ceux-ci ajusteront leur prix pour être compétitifs au prix du traitement. En effet, les LESC, étant au nombre de quatre dans la province, sont en moins forte compétition les uns envers les autres. Les LESC ont donc une grande marge de manœuvre en ajustement de leurs prix pour rester compétitifs avec l'offre de traitement. Le fait qu'un LESC charge environ 22 \$/tonne pour un sol « B-C » et 35 \$/tonne pour un sol « C-D » n'est pas parce que l'enfouissement du sol « C-D » est plus coûteux pour l'exploitant, c'est parce qu'il peut se le permettre puisque le traitement d'un sol « C-D » est plus cher que celui d'un sol « B-C ». La même chose est vraie pour le type de contamination, le prix pour enfouir un sol contaminé aux métaux est plus élevé, car ils sont plus chers à traiter qu'un même niveau de contamination par des HP C₁₀-C₅₀.

Étant donné que le taux de sols contaminés « <C » et « >C » enfouis depuis les 15 dernières années est tout près du 50 %, il est tout aussi important d'adresser l'un que l'autre de ces niveaux de compétition (MELCC, 2017). Les causes et les conséquences de ce problème seront traitées plus en détail dans les prochaines sections.

4.1.1 Évaluation de la traitabilité

Un cadre réglementaire est un des facteurs qui peut favoriser le traitement face à l'enfouissement. Le traitement des sols contaminés excavés n'est pas obligatoire au Québec à l'exception d'un cas particulier. Tel que stipulé dans le RESC, le cas où les sols excavés présentent une contamination supérieure au critère « D » du RESC. Cette réglementation est un point crucial dans la promotion du traitement au Québec. C'est un des seuls mécanismes réglementaires actuellement en place en faveur du traitement. Ce mécanisme n'atteint cependant pas une grande proportion des sols contaminés excavés, puisqu'il n'affecte que les sols contaminés du niveau supérieur à « D ». On ne sait que peu de choses sur la proportion des sols

contaminés excavés qui sont au-dessus du critère « D ». Ce que l'on sait est que les sols « >D » constituent en moyenne 14 % des sols enfouis dans le LESC de Signaterre, et que, de 2017 à 2019, 20 dérogations ont été accordées en moyenne chaque année (Chevalier, 2020; Manji, 2020). L'important est de savoir qu'ils ne représentent qu'une faible proportion de tous les sols contaminés excavés, environ 5 % selon les estimations¹². Cependant, ce mécanisme pourrait prochainement atteindre une plus grande proportion de sols. En effet, dans le contexte où le MELCC prévoit dans le plan d'action 2017-2021 de modifier le seuil limite de contamination rendant le traitement obligatoire, potentiellement au niveau « C », la quantité de sols inclus par ce mécanisme pourrait augmenter drastiquement. En 2014, les sols contaminés « >C » représentaient 63 % de tous les sols enfouis (MELCC, 2017).

Lorsqu' « (...) un rapport détaillé démontre qu'une substance présente dans les sols ne peut être enlevée dans une proportion de 90 % à la suite d'un traitement optimal autorisé et qu'il n'y a pas de technique disponible à cet effet; » il est alors possible de ne pas traiter les sols et de les enfouir. La réglementation exige un « rapport détaillé » pour obtenir une autorisation d'enfouissement (Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés). Voici les informations demandées par le MELCC dans un rapport détaillé :

- Quantités de sols contaminés présentant une concentration atteignant les valeurs limites de l'annexe I du RESC;
- Identification et teneur des paramètres ou substances présentes dans les sols en concentrations égales ou supérieures aux valeurs limites de l'annexe I du RESC;
- Identifications et teneur des autres paramètres et substances présentes dans les sols, de même que leur niveau (plage) de contamination;
- Classification granulométrique des sols;
- Identification des matières résiduelles présentes dans les sols et leur proportion le cas échéant;
- Les réponses écrites des entreprises sollicitées pour traiter les sols, accompagnées de la demande et des informations qui leur ont été soumises;
- Un rapport d'essai de traitement complet issu de chaque firme de traitement consultée, le cas échéant.

¹² Entrevue avec M. Luc Bonneau, Chef de la Division de l'expertise en sol contaminé, Direction du Programme de réduction des rejets industriels et des lieux contaminés, MELCC

Or, il semblerait qu'en pratique, une lettre de la part d'un centre de traitement indiquant que le sol en question ne peut être traité dans ce centre peut faire office de rapport détaillé¹³. Par exemple, une compagnie d'excavation pourrait se présenter dans n'importe quel centre de traitement par bioventilation avec un sol contaminé « >D » en métaux et obtenir une confirmation écrite du centre spécifiant qu'ils ne peuvent traiter le sol. La demande incluant cette lettre est ensuite envoyée au ministère pour approbation. Que cette information soit véridique ou non, il n'en reste pas moins qu'aucune obligation n'est établie à propos des entreprises qui doivent être sollicitées. Un rapport détaillé ou une simple lettre de la part d'un centre de traitement biologique pour un sol contaminés en métaux n'ont pas plus de valeur l'un que l'autre.

En ce qui a trait aux « techniques disponibles à cet effet », il existe au Québec un centre de lavage des sols autorisé à traiter les contaminations aux métaux depuis 2016 et un centre de traitement thermique autorisé à traiter les contaminations par des polluants organiques persistants depuis plus de 20 ans¹⁴ (RSI Environmental, s. d.b). Ainsi, il existe donc théoriquement une technique disponible actuellement au Québec pour le traitement de tous types de contamination. Bien que, dans son plan d'action 2017-2021, le MELCC mentionne que « Certains contaminants ne sont pas traités, faute de technologies adéquates implantées au Québec », il semblerait que toutes les technologies nécessaires au traitement sont bel et bien présentes. Ainsi, la décision d'autorisation d'enfouissement délivré par le MELCC serait plutôt basée sur la notion de « traitement optimal ». En effet, un traitement pourrait être, à juste titre, jugé non optimal s'il requiert une somme d'argent trop importante au propriétaire du sol. Aucune information sur le montant maximal pour qu'un traitement soit toujours considéré « optimal » n'est fournie par le MELCC. La décision pourrait aussi être basée sur l'argument que l'énergie dépenser pour le transport, qui peut être très grande dans le cas actuel ou souvent seulement un centre de traitement à la capacité de traiter le sol « >D », et pour le traitement en fait une solution moins durable que l'enfouissement sécuritaire. Dans tous les cas, il n'en reste pas moins qu'il n'y a pas de méthodologie publique pour appuyer la décision de déclarer un sol traitable ou non et qu'il est, pour l'instant, une décision arbitraire de la part du MELCC de juger s'il s'agit d'un traitement trop coûteux ou moins durable que l'enfouissement. Il semblerait que durant les dernières années, à la suite de pressions de la part des centres de traitement concernés, le MELCC ait resserré quelque peu la visse sur les autorisations d'enfouissement pour les sols « >D » et que

¹³ Entrevue avec Mme Marie-Josée Lamothe, Directrice générale chez Northex Environnement.

¹⁴ Échange courriel avec M. Gérald Dermont, Ph.D. Sciences de la Terre, Gestion et Technologies environnementales

du coup, les sols avec ce niveau de contamination ont un taux de traitement d'environ 80 % bien que les statistiques ne soient pas officielles¹⁵.

Normalement, il serait dans l'intérêt des centres de traitement de ne pas déclarer les sols non traitables. En effet, il serait économiquement bénéfique pour eux d'implanter une technique de traitement capable de les traiter puis de ne pas les déclarer intraitables, mais la situation au Québec est telle que ce n'est effectivement pas le cas. Premièrement, comme mentionné précédemment, il existe des centres avec des techniques capables de traiter les métaux et les contaminants persistants « >D », mais ces centres ne reçoivent pas ce type de sol, car des autorisations d'enfouissement sont données. Il serait donc futile d'ouvrir d'autres centres de ce genre si ceux existants ne reçoivent déjà pas les sols contaminés qu'ils pourraient traiter. En effet, un propriétaire de sol contaminé pourrait toujours aller voir un autre centre de traitement s'il préfère que son matériel soit considéré intraitable. Deuxièmement, plusieurs centres de traitement au Québec sont opérés en parallèle avec un LESC. Pour ces centres, il est beaucoup plus profitable de déclarer ces sols intraitables, puis de les enfouir à bon prix dans leur cellule d'enfouissement que d'envoyer le client vers un autre centre qui pourrait les traiter. Une fois les sols déclarés intraitables, la seule réelle compétition pour un LESC est les autres LESC, qui sont peu nombreux dans la province, et possiblement l'exportation selon l'emplacement du terrain contaminé. Bien que le MELCC peut autoriser l'enfouissement d'un sol « >D », car il juge que son traitement est trop cher et donc non optimal, aucun mécanisme n'empêche les LESC de rapprocher leur prix le plus près possible du prix de traitement déraisonnable.

Une autre disposition réglementaire qui peut influencer la balance entre traitement et enfouissement est l'instauration d'une redevance à l'enfouissement. L'augmentation des frais d'enfouissement pourrait en diminuer la compétitivité sur le marché et favoriser le choix du traitement. Comme vu précédemment, c'est une mesure que le gouvernement a implantée dans le cas des matières résiduelles et qu'il songe à implanter pour l'enfouissement des sols contaminés. Aucune redevance à l'enfouissement des sols contaminés n'est actuellement en vigueur. L'imposition d'une redevance ainsi que le montant de cette redevance sont des décisions qui devraient faire l'objet de beaucoup de considération. Bien que favoriser le traitement est une mesure de gestion des sols contaminés excavés plus durable, la redevance pourrait aussi réduire le nombre de terrains réhabilités. En effet, l'augmentation des frais pourrait faire que certains projets de réhabilitation ne soient plus viables sur le plan économique.

¹⁵ Entrevue avec M. Samuel Roger, Directeur général chez Signaterre Environnement

4.1.2 Valorisation

La valorisation a pour effet de réduire la pression sur les ressources naturelles. Des sols vierges ou encore des matériaux granulaires issus de carrières et de sablières doivent être extraient pour chaque sol faiblement contaminé enfoui. D'autant plus, ces ressources, à force d'être épuisées, doivent être prises de plus en plus loin des grands centres urbains où la majorité des projets nécessitant des sols ou des matériaux sont effectués, causant plus de gaz à effet de serre (GES) pour le transport. Ainsi, l'enfouissement de sols qui pourrait être valorisé est un enjeu majeur.

Plusieurs facteurs sont à considérer lors de la réutilisation de sols. Il faut garder en tête que la valorisation ne doit pas constituer de l'enfouissement sauvage ou de la dilution déguisée. En d'autres termes, la valorisation du sol excavé doit être durable. Les risques écotoxicologiques et toxicologiques sont un enjeu de la valorisation. L'utilisation d'un sol contaminé ne doit pas poser de risques substantiels pour l'entité biologique ou écologique qui sera exposée aux sols contaminés. La perception sociale des sols faiblement contaminés peut aussi influencer les opportunités de valorisation et ainsi la création d'un marché de la valorisation. L'expression « sols faiblement contaminés », bien qu'adéquate, sème le doute dans l'esprit des citoyens. Il en va de même pour les institutions financières et d'assurance qui demandent ces informations pour s'assurer que de ne pas perdre leur investissement (Chalifoux, 2013).

En considérant le principe général de la valorisation au Québec, on peut constater que les options de valorisation permises y sont très limitées. L'article 4 du RSCTSC interdit tout dépôt de sols sur des sols avec un niveau de contamination moindre. Par exemple, pour les sols avec un niveau de contamination « B-C », la seule option est le recouvrement journalier (Règlement sur l'enfouissement et l'incinération des matières résiduelles). Il n'est pas contestable que l'application du principe défendu par cette réglementation permette de s'assurer que la valorisation aura un bon niveau de protection de l'environnement. Cependant, étant donné le niveau difficile à atteindre, les options de valorisation en respect de cette norme sont rares et ainsi une grande quantité des sols excavés sont plutôt enfouis. Dans ce cas, il est raisonnable de se demander si l'autorisation d'une réutilisation des sols excavés plus large, donc avec un moins grand niveau de protection pour l'environnement, mais atteignable dans le contexte actuel pourrait être finalement plus durable que le statu quo. Par exemple, si un terrain naturel doit être remblayé pour l'établissement d'une cour à ferraille, devrait-on nécessairement la remblayer avec un sol propre quand cette activité industrielle a de fortes chances de le contaminer après quelques années d'opération?

La disponibilité des options de valorisation pour les sols faiblement contaminés influence nécessairement le marché du traitement des sols contaminés. Le problème d'enfouissement des sols « <C » est avant tout un problème de valorisation, mais les sols « >C » sont aussi influencés par le marché de la valorisation. Comme vu précédemment, les options les plus populaires actuellement ne rapportent pas un profit, elles permettent plutôt de réduire les frais de disposition des sols traités. Le fait que des sols « A-B » et « B-C » soient toujours enfouis et que les sols plus contaminés traitables ne soient pas traités témoigne du manque de valeurs marchandes des sols faiblement contaminés. La valeur marchande des sols traités influence directement la compétitivité des centres de traitement. Si le marché de la valorisation n'est pas suffisamment large et développé pour que tous les sols excavés et les sols traités « <C » chaque année soient valorisés, il sera difficile de justifier des mesures réglementaires obligeant le traitement et la valorisation. En effet, le traitement d'un sol pour ensuite l'enfouir offre peu de bénéfice à l'enfouissement direct.

4.1.3 Subventions

Des subventions à la remédiation sont une autre des méthodes possibles pour favoriser la compétitivité du traitement face à l'enfouissement. Plusieurs programmes de subvention à la réhabilitation ont été soutenus dans les dernières années, tels que InnovEnSol, mais aucun n'est encore en vigueur actuellement (MELCC, s. d.). Cependant, les programmes tels que ClimatSol-Plus peuvent favoriser le traitement en remboursant une plus grande part des travaux si l'option de la valorisation est choisie. Un programme spécial a débloqué une somme de 175 M\$ pour la réhabilitation de terrains contaminés dans l'est de Montréal récemment (Larouche, 2020, 10 décembre). Ce genre de programme ne dicte toutefois pas la manière dont les sols contaminés doivent être gérés. Ainsi, la subvention apporte des sols contaminés dans le marché actuel de la gestion des sols contaminés, mais ne favorise pas la dominance du traitement vis-à-vis l'enfouissement ou vice-versa si la subvention est délivrée, peu importe le mode de gestion choisi. Pour promouvoir le traitement face à l'enfouissement, la subvention doit exiger que les sols contaminés, excavés ou non, soient traités. Ce genre d'obligation peut toutefois être délicat à appliquer, car elle ne doit pas empêcher le libre marché. C'est justement un sujet à débat dans le cadre de ce programme et il en sera question plus en détail à la section 4.3.

4.1.4 Volume de sol excavé

Le volume de sol excavé par année est un facteur qui influence le taux d'enfouissement des sols puisque plus le volume est grand, plus il est difficile de trouver des options de valorisation pour ces sols excavés et à un certain point, la seule option devient l'enfouissement.

Plusieurs facteurs font en sorte d'augmenter la quantité de sols excavés par année au Québec. Un de ces facteurs est la faible utilisation du traitement *in situ*. La gestion d'un terrain contaminé *in situ* permet de ne pas excaver le sol et donc élimine la nécessité de trouver un moyen de valorisation par la suite. Le traitement *in situ* se développe tranquillement à l'échelle mondiale et le Québec n'y fait pas exception. Bien que ce soit l'option à prioriser selon la politique de gestion de terrains contaminés, le traitement *in situ* est toujours à l'état embryonnaire au Québec (MELCC, 2017). On comptait 205 cas de réhabilitation par traitement *in situ* sur les 11 000 terrains contaminés du Système GTC au 31 décembre 2018 (Chevalier, 2020). Les démarches pour obtenir l'autorisation d'effectuer un traitement *in situ* sont ardues. Pour qu'un projet de traitement *in situ* soit approuvé, il doit utiliser une technique qui a déjà été utilisée au Québec. Même s'il s'agit d'une technique éprouvée ailleurs dans le monde, la technologie ne sera pas reconnue au Québec.

Ensuite, la gestion des terrains contaminés est habituellement faite selon des critères de contamination génériques, mais la gestion peut aussi être faite selon des critères spécifiques. Les critères spécifiques sont des critères obtenus à la suite d'une analyse de risque pour un site en particulier en tenant compte de son contexte. Comme mentionné à la section 2.6, l'analyse de risque peut ainsi permettre de conserver sur un terrain des sols contaminés au-dessus des critères génériques applicables si l'analyse détermine qu'ils ne posent pas de risque inacceptable pour la santé humaine et écologique. Le principe du confinement sur site est d'isoler la zone polluée par une couverture imperméable ou semi-perméable pour limiter la propagation de la pollution par l'écoulement des eaux, par émanations gazeuses ou encore par des poussières aéroportées. Le confinement peut se faire en surface, verticalement ou en profondeur à l'aide d'une couche de sol peu perméable ou à l'aide de géomembranes pour les contaminations plus préoccupantes (Colombano et al., 2010). La conservation des sols sur le terrain signifie encore une fois qu'il n'est pas nécessaire d'excaver et de trouver une option de valorisation. L'analyse de risque est très peu utilisée au Québec. En date de 2010, seulement 110 terrains répertoriés dans le Système GTC avaient fait l'objet d'une analyse de risque toxicologique et écotoxicologique (Hébert et Bernard, 2013). Cela ne signifie pas nécessairement que les sols sont restés sur place après l'analyse. Au 31 décembre 2018, seulement 109 des 11 000 terrains du Système GTC avaient fait l'objet d'un confinement sur site par suite

d'une analyse de risque (Chevalier, 2020). Les demandes sont évaluées par le Groupe technique d'évaluation qui doit notamment tenir compte de la compatibilité du plan de réhabilitation avec les orientations de gestion prévues dans la LQE et dans la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. L'analyse de risque est permise par la LQE, et ce, même pour les hydrocarbures pétroliers, mais la Politique ne permet pas son utilisation pour les hydrocarbures pétroliers (Messier, 2010). Cette décision avait été prise lorsque l'étude de l'Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ) en 2005 n'avait pas pu valider les critères utilisés pour les hydrocarbures pétroliers. En effet, les lignes directrices du ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) ne reconnaissaient pas le paramètre intégrateur « HP C₁₀-C₅₀ » comme un contaminant. Plutôt que de travailler sur une modification des lignes directrices ou sur une modification de la méthode d'analyse pour les hydrocarbures pétroliers, le MELCC a plutôt pris la décision d'interdire l'analyse de risque pour ce paramètre. L'espoir du MELCC était que cette décision aurait du même coup l'effet de développer l'industrie du traitement des sols. La décision n'est donc pas basée sur le fait que les HP C₁₀-C₅₀ posent un risque plus grand que les autres contaminants organiques pour la santé humaine et de l'environnement. La valeur juridique de l'interdiction de la politique n'a pas été fortement contestée puisque les sols contaminés aux hydrocarbures pétroliers sont en général faciles à traiter. Toutefois, même dans le cas de contaminations plus persistantes, qui se retrouvent le plus souvent à l'enfouissement, l'analyse de risque n'est pas pratique courante. La lenteur des démarches qui prennent environ un an au total, et les tarifs du MELCC qui y sont associés qui s'élèvent à environ 10 000 \$, sont les principaux facteurs qui dissuadent les propriétaires de recourir à cette méthode¹⁶. Encore une fois, il s'agit d'un choix sur la durabilité des pratiques. Le ministère a fait le choix de ne pas utiliser l'analyse de risque dans son système de gestion des sols contaminés. Il est assez évident que l'excavation, le traitement et la valorisation des sols sont des pratiques qui fournissent plus de protection pour l'environnement et l'humain que le confinement, mais si la quantité de sols excavés est trop grande pour être gérée selon la valorisation permise et qu'ils sont enfouis, est-ce vraiment plus durable?

La sévérité des critères génériques à l'utilisation est une autre disposition réglementaire qui influence la quantité de sols excavés. Plus ils sont sévères, plus de sols seront excavés. Les critères québécois sont tirés directement des critères des Pays-Bas. Les critères des Pays-Bas avaient été basés sur des études de phytotoxicité, mais aussi sur des jugements professionnels (Messier, 2010). Ainsi, bien que les critères aient des bases scientifiques, il s'agit aussi d'un choix sociétal. Certains de ces critères ont été validés par

¹⁶ Entrevue avec Mme Chantal Savaria, Présidente chez Savaria Experts Conseil

INSPQ en 2005 selon les lignes directrices du MSSS, mais aucun ajustement des critères n'a découlé de cette étude (Messier, 2010). Comme pour les autres facteurs d'influence sur la quantité de sols excavés, les valeurs des critères génériques sont choisies selon le niveau de risque acceptable désiré. Les critères génériques sont en soi établis par une analyse de risque à l'échelle de la province. Des critères plus bas augmentent la protection de l'environnement, mais augmentent aussi la quantité de sols excavés à gérer ce qui peut mener à l'enfouissement. Le MELCC aurait pu décider que dès qu'un terrain dépasse la teneur de fond, il faut le réhabiliter. Cela procurerait possiblement une plus grande protection de l'environnement plutôt que d'accepter une certaine contamination, mais cela engendrerait aussi une quantité phénoménale de sols à gérer.

Finalement, les dispositions réglementaires par rapport au déversement accidentel influencent aussi la quantité de sols excavés. Lors d'un déversement accidentel de matières dangereuses, il est obligatoire que la réhabilitation atteigne l'état d'origine plutôt que le critère applicable selon l'usage du terrain en vertu l'article 70.5.1 de la LQE (Loi sur la qualité de l'environnement). Cela augmente la quantité de sols à excaver en cas de déversement accidentel. Si l'on prend l'exemple d'un déversement pétrolier sur un terrain industriel qui était auparavant non contaminé. Bien que la réglementation permette un niveau de contamination jusqu'au critère « C » sur un terrain industriel, tous les sols dans la plage « A-B » et « B-C » devront aussi être excavés puisque le terrain doit retourner à son état initial.

4.2 Traçabilité des sols excavés

La traçabilité des sols est un enjeu connu de la gestion des sols contaminés au Québec puisque 10 % à 25 % des sols contaminés excavés font l'objet de dépôt illicite selon le MELCC (MELCC, 2019). La disposition illégale est un problème, car les sols contaminés déplacés sont susceptibles de lixivier leur contamination dans les sols propres et l'eau souterraine environnante. C'est possiblement le mode de gestion avec le plus d'impact négatifs. Le confinement sur site permet d'éviter l'excavation et le transport des sols causant des GES. Même l'enfouissement fournit au moins le bénéfice d'assurer la gestion des lixiviats contaminés et des COV, du moins durant un certain nombre d'années.

La traçabilité des sols influence le taux d'enfouissement, d'une part, parce qu'elle fournit de l'information sur le marché de la gestion des sols. Ces informations peuvent être utilisées pour prendre des décisions par rapport au système de gestion des sols excavés et influencer le taux d'enfouissement. Pour prendre la meilleure décision par rapport à un enjeu, il faut disposer de la bonne information. D'autre part, la traçabilité peut aussi influencer le taux d'enfouissement en servant de précurseur à d'autres mesures qui

influenceront le taux d'enfouissement, puisqu'il est possible que des mesures pour diminuer l'enfouissement augmentent les coûts de gestion. L'augmentation des coûts sans traçabilité des sols va augmenter l'incitatif au dépôt sauvage pour les propriétaires de sols.

Un système de traçabilité lui-même représente aussi des coûts. Selon les consultants ayant testé le système de façon volontaire, le coût additionnel du système de traçabilité varie entre 0,75 \$ et 2 \$ la tonne (Dufresne et al., 2019). Ces frais seront assumés par le propriétaire du sol excavé par l'entremise de l'augmentation des frais par le consultant ou par les entreprises d'excavation. Il ne faut pas oublier qu'une fois les sols acheminés vers un centre de traitement ou un centre de stockage temporaire, c'est celui-ci qui en devient propriétaire et il devra à son tour s'acquitter des frais de traçabilité lorsqu'il transportera les sols vers leurs lieux de valorisation finale. C'est donc une dépense de plus pour les centres de traitement ce qui réduit leur compétitivité. Finalement, des frais administratifs de suivi et d'inspection devront être assumés par le gouvernement pour s'assurer du bon fonctionnement du système, ces coûts n'ont cependant pas été estimés.

4.3 Exportation

Du fait de sa proximité, le marché de la gestion des sols excavés en Ontario influence directement le marché québécois. En effet, bien que les quantités exactes soient pour l'instant inconnue du ministère et des dirigeants de centre de traitement interrogés, il de notoriété publique dans l'industrie qu'une partie des sols contaminés excavés au Québec est exportée en Ontario. C'est une autre information qui devrait être obtenue par la mise en vigueur d'un règlement sur la traçabilité des sols. D'ailleurs, l'Ontario est également aux prises avec un problème de disposition illégale et la traçabilité y sera rendue obligatoire en date du 1^{er} janvier 2022 (Inconnu 2018; Ministry of Environment, Conservation and Parks [MOECP], 2018).

Les sols exportés proviennent principalement de l'ouest du Québec où les distances de transport ne sont pas trop élevées pour décourager l'exportation. La région de Montréal, une des principales sources de sols contaminés du Québec, est incluse dans cette région où l'offre de l'Ontario est toujours alléchante. Pourtant, une distance de 280 km sépare la métropole du plus proche centre de traitement ontarien alors que quatre centres de traitement se trouvent à moins de 10 km de l'est de Montréal (Anonyme, 2020). L'exportation en Ontario a récemment fait les manchettes à quelques reprises. Notamment en raison des 600 tonnes de pierre concassée extraites durant les travaux du Réseau express métropolitain, qui ont été enfouies en Ontario plutôt que d'être traitées (Larouche, 2020, 23 novembre). Plus récemment encore, en décembre dernier, il a été autorisé par la Ville de Montréal et le gouvernement du Québec que les sols

issus des projets de réhabilitation subventionnés par le MELCC dans l'est de Montréal soient exportés à l'extérieur de la province (Larouche, 2020, 10 décembre). Les changements étaient motivés par la nécessité de respecter l'accord de libre-échange canadien (Assemblée nationale du Québec, 2020, 10 décembre). Celui-ci oblige qu'aucun traitement discriminatoire ne soit donné à un produit ou un service provenant d'une autre province canadienne (Accord de libre-échange canadien). L'exportation a été dénoncée par l'industrie québécoise du traitement et de l'enfouissement de sols, qui a fait valoir que leurs concurrents ontariens leur font une concurrence déloyale grâce à une réglementation provinciale beaucoup moins stricte (Larouche, 2020, 10 décembre).

Pour justifier les revendications de l'industrie québécoise concernant la compétition injuste avec celle de l'Ontario, il faut étudier le fonctionnement de la gestion des sols contaminés dans cette province. À noter que ce qui suit n'est pas une description exhaustive de ce système, mais simplement une mise en évidence des principaux points réglementaires qui donnent un avantage économique à l'industrie ontarienne dans ce domaine.

En 2015, 25,8 millions de mètres cubes de sol ont été excavés en Ontario et si l'ensemble de ces sols étaient enfouis, la capacité d'enfouissement totale de la province serait atteinte en moins de six ans. C'est pourquoi elle a décidé d'apporter des changements majeurs à son système initial relativement permissif vis-à-vis l'enfouissement. Ces changements sont d'ailleurs basés sur les modèles du Royaume-Uni, du Québec et des Pays-Bas (Berkley Canada, 2020). Le nouveau système entrera en vigueur progressivement à partir du 1^{er} janvier 2021 jusqu'au 1^{er} janvier 2025 et c'est ce système qui sera décrit et comparé avec celui du Québec puisque c'est ce nouveau système qui est et sera en compétition avec le Québec dans le futur (MOECP, 2018).

Tout d'abord, il faut comprendre que les sols excavés en Ontario étaient précédemment considérés comme des matières résiduelles (MR). Maintenant, ils demeurent considérés comme sols après excavation pourvu qu'ils soient transportés vers un site de réutilisation, un centre de traitement ou un centre d'entreposage temporaire après leur excavation. Ainsi, les sols qui prennent le chemin de l'enfouissement sont considérés comme des MR et sont enfouis dans des lieux d'enfouissement équivalents aux LET du Québec ou dans une installation de gestion des déchets dangereux si leur niveau de contamination leur donne le statut de MDR au sens de la réglementation (Regulation #347 General - Waste management). Il n'existe pas de LESC comme au Québec. C'est d'ailleurs un facteur qui rend l'enfouissement de sols contaminés plus dispendieux au Québec. Les LESC doivent réaliser des études d'impacts sur l'environnement préalablement à leur construction et ensuite respecter des standards de réalisation et

d'opération élevés (RESC). Toutes ces mesures plus sévères ont des coûts qui sont reportés sur le prix de l'enfouissement à la tonne. À titre indicatif, l'enfouissement des sols contaminés en Ontario coûte en moyenne entre 120 \$ à 150 \$/camion¹⁷. Un camion peut transporter de 16 à 18 tonnes de sols¹⁸. Il est aussi intéressant de constater que tous les sols contaminés peuvent être enfouis en Ontario. Leur niveau de contamination dicte seulement s'ils doivent être enfouis dans un centre pour déchets non dangereux ou dans un centre pour déchets dangereux. Les valeurs limite à la contamination maximale acceptable pour l'enfouissement pour déchets non dangereux sont prescrites dans le règlement n° 347. Ces standards sont approximativement équivalents au critère « D » du RESC, mais ils incluent également des essais de lixiviation pour les métaux. Les sols enfouis ne doivent également pas atteindre les critères établis pour être qualifiés comme des déchets corrosifs, inflammables ou réactifs (MOECP, 2020). La réglementation permet ensuite l'enfouissement pour déchets non dangereux si le contaminant est traité à 90 % de sa concentration initiale ou si le contaminant respecte les standards après traitement. La méthode utilisée pour réduire le niveau de contamination est à la discrétion du propriétaire.

Ensuite au niveau du traitement, la plus grande différence de ce système est dans la valorisation des sols traités. Comme au Québec, il est interdit d'augmenter le niveau de contamination du site récepteur par la valorisation. En Ontario cependant, les options de valorisation ne sont pas aussi clairement définies. Les sols excavés peuvent être réutilisés pourvu qu'ils respectent le principe de « standstill » ci-dessus, les standards génériques de qualité selon l'usage du site récepteur et qu'ils le sont dans un « but bénéfique ». Les buts bénéfiques incluent tout remblayage ou nivellement effectué aux fins d'une forme quelconque d'aménagement ainsi que pour la réhabilitation d'un site (Regulation #406/19 : On-site and excess soil management). Ainsi, plusieurs options de valorisation non disponible au Québec sont permises en Ontario telles que dans les fondations de routes, dans la construction de butte antibruit, pour l'agriculture, etc. La revitalisation de carrières y est aussi permise et est une option moins dispendieuse que l'enfouissement. De plus, l'enfouissement des sols en dessous des critères de la table 2.1 sera interdit dès 2025 ce qui fait qui a pour effet d'accélérer la création d'un marché par la valorisation des sols contaminés sous les critères de la table 2.1. L'existence d'un marché augmente la valeur de ces sols. Étant donné qu'il y a plus d'options pour la valorisation et que les sols faiblement contaminés ont une plus grande valeur sur le marché ontarien, les centres de traitement peuvent donc charger moins cher pour le traitement puisqu'ils

¹⁷ Entrevue avec M. Karan Jandoo, Policy Advisor, Land Use Policy Section, Environmental Policy Branch, Ministry of the Environment Conservation and Parks

¹⁸ Échange courriel avec M. Abdel Aiachi, chargé de projet senior chez Savaria Experts Conseil

pourront ou se débarrasser des sols traités plus facilement ou même faire un profit en valorisant leurs sols.

Pour ce qui est des critères génériques applicables au réemploi, ils sont similaires aux critères ABC du Québec, mais ils prennent aussi en considération le volume de sols réutilisé, la proximité de cours d'eau, l'utilisation de l'eau souterraine du secteur et les caractéristiques géologiques du site. En général, ces standards permettent de réutiliser dans sols présentant une contamination approximativement équivalente au niveau « A-B » sur des terrains résidentiels et institutionnels sensibles et au niveau « B-C » pour des terrains commerciaux et industriels (MOECP, 2020). Une comparaison des standards ontariens pour la valorisation et des critères ABCD est disponible à l'annexe 1.

Bref, puisqu'il existe beaucoup plus d'options pour la valorisation des sols en Ontario, les sols traités ont une plus grande valeur et les centres de traitement peuvent offrir des prix plus faibles pour un même service, car ils pourront ensuite valoriser leurs sols traités plutôt que de devoir payer pour s'en départir. Encore faut-il dire qu'il ne s'agit pas nécessairement d'un problème sur le plan environnemental que les sols soient exportés s'ils sont traités et valorisés de manière durable alors qu'il ne le serait pas ici. À long terme, cela pourrait tout de même empêcher le développement du traitement au Québec et augmenter le transport des sols. Malheureusement, il est difficile d'établir les influences futures de l'Ontario sur le Québec étant donné que le système ontarien est en ce moment en réforme majeure et la dynamique pourrait être complètement différente d'ici quelques années. La nouveauté des changements fait également qu'à ce jour il est difficile de connaître la performance de ce système face à l'enfouissement des sols contaminés.

5. SITUATION AILLEURS DANS LE MONDE

Maintenant que les principaux enjeux actuels relatifs à la gestion des sols contaminés au Québec ont été identifiés et décrits, un tour d’horizon parmi les pays de l’Europe permet d’identifier les mesures mises en œuvre par ceux-ci pour y remédier. Encore une fois, plusieurs responsables de la gestion des sols ont été contactés pour venir étoffer les informations découvertes dans la littérature. Les informations demandées sont exposées dans le questionnaire à l’annexe 2.

Bien qu’il n’existe pas de système parfait ou de techniques de traitement miracle applicables à toutes les situations, il y a à travers le monde une volonté claire de réduire l’utilisation de l’enfouissement et de promouvoir les techniques de traitement et de valorisation. La valorisation des sols excavés en Europe s’est particulièrement développée en raison des différentes directives et des niveaux de performance minimale imposés par l’Union européenne à ses pays membres. Néanmoins, la surveillance et la mise en application de la valorisation sont de responsabilité nationale, provinciale et régionale (Paya-Perez et Rodriguez Eugenio, 2018). Ainsi, les résultats à travers les pays d’Europe sont hétérogènes en raison de la définition légale variable des sols excavés et des sols contaminés d’une juridiction à l’autre. Il n’en reste pas moins que l’enfouissement des sols excavés est toujours une pratique commune (Dermont et al., 2008). Cependant, certains pays brillent par leur performance en matière de traitement et de valorisation des sols contaminés.

5.1 Présélection des pays étudiés

Une étape de présélection a été effectuée pour identifier les pays ayant le plus de potentiel pour y déceler des méthodes de gestion des sols qui pourraient être applicables et bénéfiques pour le Québec. Les systèmes de gestion des sols contaminés des pays sélectionnés seront ensuite étudiés de manière plus approfondie. L’étude approfondie se concentre sur les solutions mises en place par ces pays pour répondre aux enjeux qui ont préalablement été identifiés dans la gestion des sols contaminés québécoise. Les pays étudiés ont été sélectionnés selon leur performance actuelle ainsi que l’applicabilité de leur situation avec celle du Québec. Les paramètres étudiés pour la sélection sont les suivants :

- Taux de terrains contaminés par des métaux ou métalloïdes;
- Taux d’enfouissement des sols excavés ou des sols contaminés excavés;
- Utilisation de critères génériques;
- Disponibilité de l’information.

Tableau 5.1 Présélection des pays de l'Europe étudiés

Pays	Terrains contaminés par des métaux (%)	Système de gestion	Financement du système (public/privé)	Utilisation de l'enfouissement* (%)
Belgique	>10 %	Critères génériques et analyse de risque	25/75	20 % (2018)
Finlande	31 %	Critères génériques et analyse de risque	40/60	> 30 %
France	50 %	Analyse de risque	30/70	31.4 % (2018)
Hongrie	12 %	Analyse de risque	>80	
Norvège	27 %	Critères génériques et analyse de risque	15/85	> 30 %
Pays-Bas	39 %	Critères génériques et analyse de risque	50/50	17 % (2015)
Suède		Critères génériques et analyse de risque		27%
Suisse	33 %	Critères génériques et analyse de risque	40/60	
République Czech		Critères génériques et analyse de risque		> 30 % (2013)
Danemark		Critères génériques et analyse de risque	60/40	51 % (2015)

(Gris) : inconnu

* Les données sur l'enfouissement dans ce tableau considèrent la proportion de sols contaminés qui est excavée et enfouie dans un lieu d'enfouissement autorisé dans ce pays. Cela inclut les lieux d'enfouissement pour déchets non dangereux, pour déchets dangereux ou encore pour déchets inertes.

Selon les critères de présélection, la Belgique ainsi que les Pays-Bas sont les deux pays qui répondent aux critères de présélection. Ces pays ont donc été étudiés plus en détail dans les sections suivantes. La France a été exclue des pays sélectionnés puisqu'elle n'utilise pas de critères génériques dans son système de gestion des sols contaminés, ce qui rend son contexte moins comparable avec le Québec et le fait qu'elle n'utilise que l'enfouissement et le confinement sur site pour la gestion des métaux. Avec plus de temps, la Suède pourrait être un endroit intéressant à observer étant donné son taux d'enfouissement de 27 %, mais il a été impossible de déterminer si la prévalence de la contamination aux métaux à cet endroit est

comparable au contexte québécois. Une bonne quantité d'information était disponible pour la Finlande, mais son taux d'enfouissement était légèrement plus haut que les pays sélectionnés et a dû être mis de côté pour permettre d'étudier suffisamment en profondeur les pays sélectionnés.

De prime abord, on peut tout de même remarquer des points en commun entre ces pays qui pourraient être à la source de leur bonne performance dans le domaine. Premièrement, la Belgique et les Pays-Bas sont parmi les pays de l'Europe ayant la plus petite superficie et la plus haute densité populationnelle (Eurostat, 2019). Cela a pour effet combiné de limiter à la fois l'espace disponible pour l'enfouissement et la disponibilité de sols vierges. La faible disponibilité de sols non altérés a probablement joué un rôle dans le développement plus rapide d'un système permettant la réutilisation des sols. Deuxièmement, deux de ces pays, avec le Danemark et la Suisse, font partie des quatre pays ayant le plus haut taux de dépenses en mesure d'assainissement à environ 20 euros par habitant par année. Il semblerait donc qu'une implication financière en plus de réglementaire du corps gouvernemental soit nécessaire pour mettre en place un système de gestion des sols excavés qui ait un recours limité à l'enfouissement. Finalement, les Wallons et les Néerlandais ont tous deux implanté un système de traçabilité des sols (Paya Perez et Rodriguez Eugenio, 2018).

5.3 Pays-Bas

Les Pays-Bas sont souvent considérés comme une référence en matière de gestion des sols contaminés. Ils étaient les premiers en 1987 à instaurer une politique relative aux sites contaminés (Paya Perez et Rodriguez Eugenio, 2018). Les critères ABC québécois avaient d'ailleurs été inspirés des critères néerlandais (Messier, 2010). À ce jour, les techniques ont continué d'évoluer et ce pays utilise de plus en plus les techniques de traitement in situ (Van Liedekerke et al., 2014). La politique néerlandaise en matière de sols contaminés a été établie selon une structure institutionnelle de consultation. Les parties touchées par ce sujet ont toutes été invitées à contribuer à la réalisation de la politique, l'objectif étant d'atteindre un consensus face aux enjeux importants dans la gestion des sols contaminés (Uhde, 2004).

En termes de performance face à l'enfouissement, en 2016, environ 2 % de tous les sols excavés ont été enfouis (ministère van Infrastructuur en Waterstaat (MIW), 2020). C'est une performance exceptionnelle, mais difficilement comparable avec les données disponibles au Québec. En effet, ce taux inclut tous les sols excavés, incluant les sols propres. Pour mieux comparer avec le taux d'enfouissement issu du Système GTC présenté au Québec, on peut plutôt observer le taux d'enfouissement d'environ 17 % pour les sols excavés dépassant les critères génériques pour un terrain industriel, soit l'équivalent des sols « >C » au

Québec (MIW, 2020). Ainsi, les proportions du processus de gestion des sols dans ce pays sont observables à la figure 5.1. C'est environ la moitié de la situation québécoise. De plus, il faut prendre en compte que le traitement *in situ* est beaucoup plus utilisé à cet endroit, dans 20 % à 40 % des cas. Finalement, aucun sol avec une contamination « <C » n'y est enfoui alors qu'il s'agit d'environ 50 % des contaminés enfouis au Québec (MELCC, 2017). La situation néerlandaise est aussi comparable au niveau de la contamination aux métaux, puisque 39 % des contaminations incluent des métaux ou métalloïdes (Van Liedekerke et al., 2014). Cette différence massive avec le Québec se trouve dans le système de traitement, mais également dans le système de valorisation.

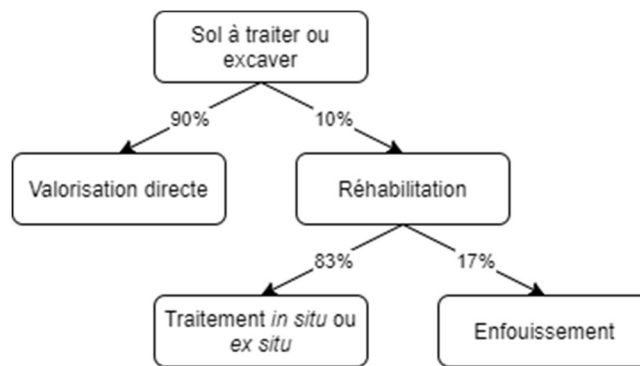


Figure 5.1 Arbre décisionnel du système de gestion des sols excavés des Pays-Bas (inspiré de MIW, 2020; Honders, 2010, 14 octobre)

Tout d'abord, la réglementation concernant l'enfouissement y est beaucoup plus restrictive. Depuis 2001, il est obligatoire d'effectuer une vérification de la traitabilité du sol contaminé avant de procéder à son enfouissement. En effet, il est interdit d'enfouir tous sols considérés traitables ou réutilisables. Une étude d'impact économique de l'incorporation d'une étape de qualification de la traitabilité des sols avait révélé qu'au niveau national, l'effet financier serait à peu près neutre en termes de coûts. Étant donné que la politique nationale visait à maximiser la réutilisation et à minimiser la mise en décharge, la mesure a été mise de l'avant (Honders et al., 2003a). Pour statuer sur la traitabilité d'un sol, une demande doit être envoyée par le propriétaire du sol à l'autorité gouvernementale qui prendra une décision basée sur le « Regeling beoordeling reinigbaarheid grond [Schéma d'évaluation de la traitabilité des sols] ». Selon cette méthodologie, les sols non réutilisables sont considérés comme traitables si un traitement est disponible à un coût maximal de 75 €/tonne pour un sol contenant moins de 20 % de matières résiduelles ou à un coût maximal de 50 €/tonne pour un sol contenant plus de 20 % de matières résiduelles. L'immobilisation, ici plus connue sous le nom de solidification/stabilisation, constitue aussi une mesure de gestion envisageable depuis 2013 si le traitement ne dépasse pas 75 €/tonne et que le sol ne dépasse pas certaines

limites de contamination organique. De plus, s'il est de l'opinion du ministère que dans les 5 prochaines années un sol non traitable deviendra traitable, il est également interdit de l'enfouir (Regeling beoordeling reinigbaarheid grond [Schéma d'évaluation de la traitabilité des sols]).

Ensuite, pour statuer sur la possibilité de réutilisation d'un sol, il est simplement considéré que tous sols sous le niveau de contamination limite pour un terrain industriel, soit l'équivalent du niveau « C » pour le Québec, sont réutilisables (Molenaar, 2013). Mise à part l'interdiction d'enfouissement de ces sols, différentes mesures sont en place pour organiser la réutilisation et ainsi la favoriser. D'ailleurs, la réglementation pour la valorisation n'est pourtant pas plus permissive; comme au Québec, le principe de « standstill » est appliqué lorsque le sol est réutilisé en tant que sol pour un usage permanent. Les sols peuvent cependant aussi y être considérés comme des matériaux de construction, auquel cas, des critères spécifiques à cette utilisation s'applique. Ces critères nécessitent une analyse de lixiviation, mais aussi la prise en compte des paramètres circonstanciels pour établir la valeur d'immission du sol à valoriser. La valeur d'immission correspond à la masse de substance libérée dans l'environnement par unité de surface et de temps. Les paramètres circonstanciels sont des paramètres qui influencent la vitesse de propagation dans l'environnement. Par exemple, le degré de contact avec l'eau de pluie ou l'eau souterraine.

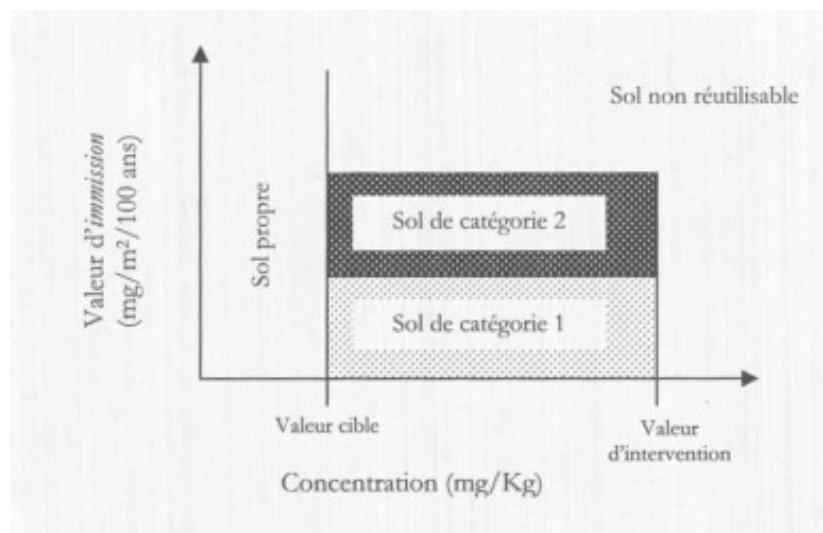


Figure 5.2 Catégorisation des sols excavés pour la valorisation comme matériau de construction (tiré de Uhde, 2004)

Un sol n'augmentant pas la concentration en contaminant du milieu récepteur de plus de 1 % par cent ans est considéré « catégorie 1 » et est libre d'usage comme matériel de construction. Entre 1 % et un certain pourcentage, le sol devient « catégorie 2 » et peut être utilisé comme matériel de construction selon certaines mesures de confinement. La vocation du site récepteur des sols dicte la limite supérieure de la

catégorie 2. Toutefois, le propriétaire d'une construction ou d'une infrastructure ayant utilisé des sols faiblement contaminés dans sa réalisation a le devoir d'enlever ces sols une fois celle-ci devenue désuète (Regeling bodemkwaliteit [Règlement de la qualité des sols] ; Uhde, 2004). Des paramètres spécifiques à la réutilisation des produits de S/S et des bétons, briques et asphaltes fabriqués à l'aide d'additif de sols existent également et sont basés en partie sur ce même critère d'immission (Regeling bodemkwaliteit [Règlement de la qualité des sols]). La considération du sol comme matériau de construction est un élément majeur dans la valorisation des sols, car il va au-delà du principe « standstill » et que plusieurs activités de valorisation sont considérées comme des travaux de construction selon la loi. Notamment, on y compte les travaux de terrassement, le nivellement de terrain et les fondations de routes.

Les règles pour la réutilisation des sols excavés sont dictées au niveau national, mais aussi au niveau municipal. Les municipalités ont beaucoup plus de responsabilités à l'égard de la gestion des sols qu'aux Québec. Elles enregistrent d'ailleurs la qualité des sols par lot dans une carte interactive. La carte permet de connaître instantanément les endroits où un sol excavé peut être déposé selon son niveau de contamination ce qui facilite la gestion pour le propriétaire du sol. Les municipalités gèrent aussi certaines des banques de sols positionnées à des endroits stratégiques qui peuvent recevoir et distribuer des sols aptes à la valorisation. Les banques sont détenues au public ou au privé, mais cela n'a pas une importance significative sur leur fonctionnement. C'est le seul endroit où il est possible de mélanger différents lots de sols selon leur propriété et leur niveau de contamination. Ces centres ont pour objectif de centraliser l'offre en sol réutilisable et de simplifier la tâche pour les propriétaires de sols et aussi les acheteurs de sols (Uhde, 2004). Au niveau de la traçabilité, tous les mouvements de sols contaminés doivent être rapportés dans le registre national. De plus, toutes les applications de plus de 50 m³ de sols propres doivent aussi être rapportées dans le registre national (Gadella, s. d.). Le registre national en informe ensuite la garde nationale de l'environnement qui peut effectuer des vérifications sur le terrain, mais celles-ci sont rares (Uhde, 2004).

Aux Pays-Bas, une réglementation assure la standardisation des centres de traitement à travers le pays (Besluit uniforme saneringen [Decree on uniform remediation]). L'offre de traitement est largement caractérisée par le lavage des sols ou « wet cleaning ». En 2002, le lavage des sols était utilisé pour environ 37 % des sols pollués et en 2015, pour environ 54 % des cas (Honders et al., 2003b ; MIW, 2016).

Le reste des techniques y est distribué selon les proportions suivantes :

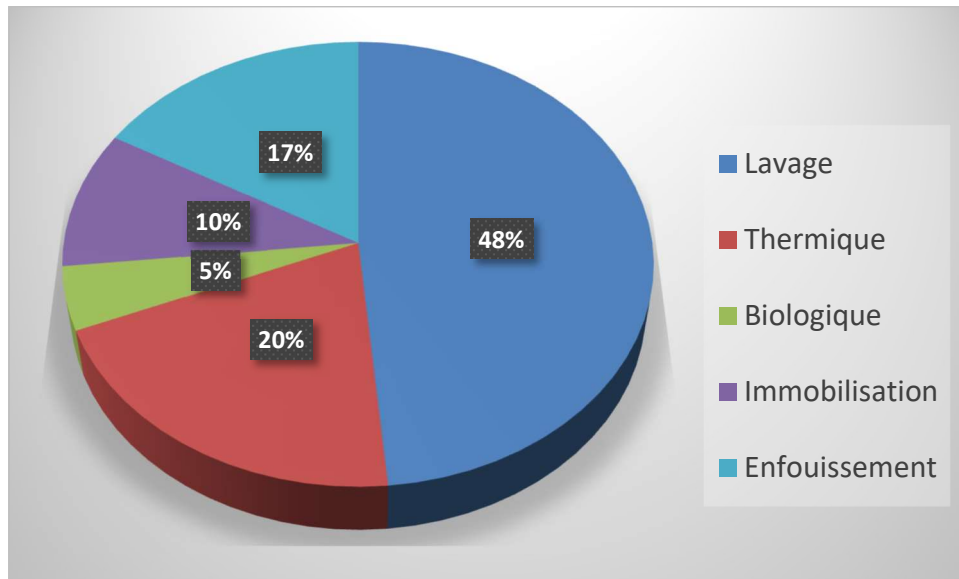


Figure 5.3 Proportions d'utilisation des techniques de traitement aux Pays-Bas en 2015 (tiré de MIW, 2016)

Il n'est pas rare qu'un sol subisse plusieurs types de traitement en chaîne. Le traitement des sols contaminés aux métaux est principalement effectué par le lavage des sols ainsi que par l'immobilisation, que l'on connaît au Québec comme la S/S. Il y a cependant une tendance vers l'augmentation de l'immobilisation dans les dernières années dues au développement des options de valorisation à la suite de ce traitement (MIW, 2016). La substance cimentaire obtenue après ce traitement est ensuite utilisée dans des travaux d'infrastructure ou comme plancher imperméable sur des sites industriels. Pour ce qui est plus précisément des sols contaminés par des métaux, le lavage des sols demeure la principale technique de traitement utilisé suivi par l'immobilisation. En général, la majorité des contaminations aux métaux sont traitées à l'exception de celles contenues dans des sols argileux ou de la tourbe. Ceux-ci sont plutôt confinés sur site lorsque l'utilisation future du site le permet ou enfouis¹⁹. La portion concentrée après lavage est ensuite enfouie et la portion traitée est parfois réutilisée directement en tant que sol. La plupart du temps cependant, la portion traitée est réutilisée comme matériaux de construction. C'est-à-dire comme barrière antibruit, dans la construction de route, comme ajout cimentaire ou finalement comme matériel de recouvrement journalier en centre d'enfouissement. Cette technique de traitement coûte en général de 25 à 45 €/tonne aux Pays-Bas. Le traitement thermique est parfois utilisé en moindre

¹⁹ Échange courriel avec Co Molenaar, Aviseur sénior eau et sol, ministère de l'Infrastructure et de la gestion de l'eau

mesure pour le traitement partiel des métaux lourds (VROM, 2009). La tendance d'utilisation de cette technique est cependant à la baisse aux Pays-Bas. Finalement, la tendance à l'enfouissement suit une baisse constante depuis plusieurs années (MIW, 2016).

Sans faire fi du principe de pollueur-payeur, le gouvernement offre un large éventail de subventions et de fonds pour soutenir l'assainissement (Snoo, 2020, 17 mars). Il est possible d'obtenir une subvention payant jusqu'à 35 % des frais de réhabilitation pour les sites industriels contaminés. Pour obtenir la subvention, la contamination doit avoir eu lieu avant 1975 et doit dépasser le niveau acceptable pour un site à vocation industrielle. Le propriétaire ou locataire à long terme du site doit aussi être occupant de celui-ci depuis au moins 1995. Cette date a été choisie, car elle est celle où une large refonte de la réglementation concernant les terrains contaminés a été effectuée. Après 1995, il est tenu pour acquis que l'acheteur ou le locataire du terrain aurait dû être au courant des implications qu'engendre d'un terrain contaminé et avoir pris les précautions nécessaires (MIW, 2018).

Les transferts de sols entre pays sont permis en Europe selon un acte de libre-échange. Bien que ce ne soit pas le cas aux Pays-Bas, les sols excavés sont considérés comme des matières résiduelles au niveau de l'Europe. Ainsi, leurs mouvements sont encadrés par une réglementation européenne, soit l'European Waste Shipment Regulation. Les mesures applicables dépendent du pays d'origine et du pays récepteur ainsi que de la route de transfert, mais en général, l'enfouissement des sols au-delà de leur frontière d'origine est soumis à une taxe supplémentaire (Netherlands Enterprise Agency, s. d.). Les sols exportés sont donc habituellement traités. Aux Pays-Bas, plus de sols sont importés qu'exportés²⁰. Cela est possiblement dû au cadre pour la valorisation étant plus permissif et à l'expertise avancée en technologies de traitement.

5.4 Belgique

La Belgique fait partie des quelques pays de l'Europe de l'Ouest qui effectue la gestion des sols contaminés au niveau régional. Ainsi, les trois régions de la Belgique, soit la Flandre, la Wallonie et Bruxelles, ont des systèmes de gestion des sols contaminés quelque peu différents. Le recours à l'enfouissement des sols contaminés de la Belgique est faible dans son ensemble. Cependant, la Flandre a rapporté un taux de contamination par des métaux très faible, alors l'étude se concentre plutôt sur la Wallonie qui, bien qu'elle

²⁰ Ibid.

ne connaisse pas le taux exact, l'évalue à beaucoup plus que 10 %²¹ (Van Liedekerke et al., 2014). La gestion reste tout de même très similaire d'une région à l'autre, en particulier dans le cas de la réutilisation des sols. La performance y est aussi similaire avec un taux d'enfouissement de quelques pourcents pour les sols excavés²². Similairement aux Pays-Bas, la différence avec le Québec se trouve dans un traitement d'une plus grande proportion de sols contaminés, mais aussi dans la valorisation directe de plus de sols tels qu'on le voit à la figure 5.4.

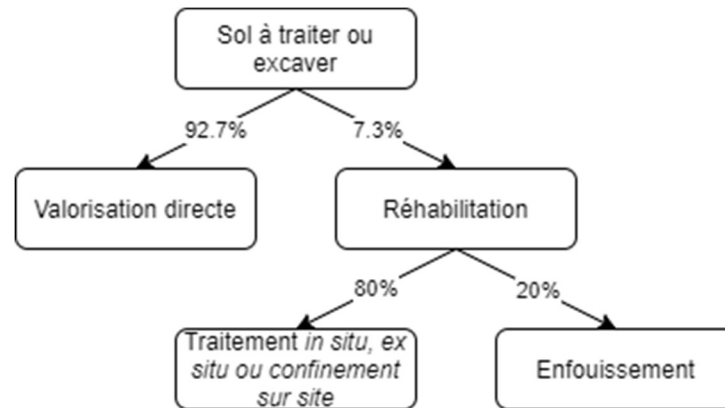


Figure 5.4 Arbre décisionnel du système de gestion des sols excavés de la Belgique²³

La réglementation actuellement en place a été mise à jour en 2018. Elle utilise conjointement des critères de contamination selon l'utilisation du site et l'analyse de risque. La traçabilité des terres excavées, quant à elle, est entrée en vigueur le 1^{er} mai 2020. Tous les mouvements de sols doivent être enregistrés dans la base de données nationale. Les frais du système de traçabilité varient entre 0,05 €/m³ et 0,17 €/m³ selon le volume total à déplacer. La réglementation donne le pouvoir au ministre d'imposer des applications digitales permettant un suivi en temps réel, mais cette disposition n'est pas utilisée jusqu'à maintenant (Arrêté du Gouvernement wallon relatif à la gestion et à la traçabilité des terres et modifiant diverses dispositions en la matière ; Walterre, s. d.).

Étant donné l'absence d'obligation de traitement des sols contaminés excavés, des mesures économiques ont été mises en place pour promouvoir le traitement et dissuader l'enfouissement. Premièrement, l'enfouissement des sols en centre d'enfouissement technique est soumis à une taxe progressive en

²¹ Échange de courriel avec Bénédicte Dussart et Christophe Charlemagne, Direction de l'Assainissement des Sols, Service public de Wallonie

²² Ibid.

²³ Ibid.

fonction du niveau de contamination du sol. Lorsqu'ils sont envoyés à l'enfouissement, les sols contaminés sont traités comme des MR (Décret fiscal favorisant la prévention et la valorisation des déchets en Région wallonne et portant modification du décret du 6 mai 1999 relatif à l'établissement, au recouvrement et au contentieux en matière de taxes régionales directes ; Arrêté du Gouvernement wallon interdisant la mise en centre d'enfouissement technique de certains déchets [et fixant les critères d'admission des déchets en centre d'enfouissement technique]). Cette taxe commence à 0,30 €/tonne dans le cas de sols propres, augmente à 120,52 €/tonne pour les sols contaminés non dangereux et peut monter jusqu'à 802,66 €/tonne dans le cas d'un sol avec un niveau de contamination tel qu'il est considéré une MDR au sens de la loi (ministère de l'Agriculture, de la Ruralité, de l'Environnement et du Tourisme (MARET), 2021). Les sols traités au niveau maximal selon les meilleures techniques disponibles (MTD), les sols intraitables et les résidus provenant d'opérations d'assainissement des sols sont exemptés de cette taxe. Pour déterminer si l'enfouissement d'un sol est soumis à la taxe, une demande doit être faite au ministère de l'Environnement. Les critères de décision sont énoncés dans un code de bonne pratique pour la traitabilité des sols. Le ministère consulte tout d'abord la fédération des entrepreneurs en assainissement pour déterminer de la traitabilité au niveau technique. Tous les centres de traitement ont la possibilité de consulter le dossier d'analyse du sol et de faire une soumission pour celui-ci s'ils souhaitent en prendre possession. Le traitement qu'ils proposent doit satisfaire deux critères. Le coût du traitement doit être inférieur ou égal au prix qu'il en coûterait pour enfouir ce sol en incluant l'application de la taxe à l'enfouissement et le poids des résidus de traitement du sol ne doit pas dépasser 40 % du poids initial du lot de sol sur une base sèche (Public Waste Agency of Flanders (OVAM), 2020). Cette dernière condition est nécessaire pour assurer un traitement efficace puisque l'enfouissement des résidus de traitement n'est soumis à aucune taxe. Le coût considéré inclut également le transport des sols contaminés, que ce soit vers le centre de traitement ou le centre d'enfouissement. Ce système permet de favoriser le traitement puisqu'il est dans l'intérêt des centres de traitement de ne pas déclarer le sol intraitable. Le critère économique ne fonctionne cependant que si une importante taxe à l'enfouissement est en vigueur.

Ensuite, du côté de la valorisation, les critères génériques sont divisés en cinq types d'usage : naturel, agricole, résidentiel, récréatif/commercial et industriel. La réglementation comprend également un critère générique d'usage libre. Ainsi, contrairement au Québec avec le critère A, il y a une distinction entre la contamination maximale qui est permise de demeurer sur un terrain naturel et la contamination maximale permise pour réutiliser un sol sans restriction. Pour réutiliser un sol dépassant la valeur limite pour l'usage libre, une caractérisation du terrain récepteur doit être faite. Comme au Québec, le principe « standstill » est appliqué et un sol excavé contaminé ne peut être déposé sur un sol avec une contamination moindre

même si les valeurs seuils à l'usage du site sont respectées. Cependant, les critères génériques de la Belgique sont plus permissifs comme on peut le constater à l'annexe 1. Cela a, entre autres, pour effet que certains sols qui seraient considérés « A-B » au Québec, seraient libres d'usage en Belgique. De plus, des critères pour l'utilisation sur une terre agricole existent, ce qui signifie qu'un sol peut être réutilisé sur une terre agricole s'il respecte le principe « standstill ». Dans tous les cas, une disposition permet aussi de réutiliser un lot de sols excavés de moins de 400 m³ sur un terrain d'usage similaire ou moins sensible sans qu'aucune analyse ne soit faite si le site d'origine n'est pas suspect (Décret relatif à la gestion et à l'assainissement des sols). Les critères précédemment mentionnés sont applicables à l'usage d'un sol en tant que sol, mais d'autres critères existent pour la valorisation d'un sol en tant que matériau de fondation ainsi qu'en tant que matériau de construction. Premièrement, le critère de matériau de fondation permet l'usage d'un sol contaminé pour une utilisation architecturale qu'il définit comme étant :

« une utilisation non conservatrice de forme de matériaux de sol dans un ouvrage d'eau, un corps de digue, des travaux de construction de routes, des travaux de construction et toute autre utilisation non conservatrice de forme des matériaux du sol dans lesquels une distinction claire existe entre la fonction des matériaux du sol et la fonction du sol sous-jacent ou environnant. » (Besluit van de Vlaamse Regering houdende vaststelling van het Vlaams reglement betreffende de bodemsanering en de bodembescherming [Décret du gouvernement flamand établissant la réglementation flamande en matière d'assainissement et de protection des sols])

Le niveau de contamination du sol pour ce type de valorisation doit être inférieur ou égal à 80 % du critère générique applicable à l'usage du site récepteur, sans tenir compte du principe de « standstill ». De plus, les sols contaminés par des métaux au-delà du critère applicable peuvent tout de même être utilisés à cet effet suivant une analyse de risque déterminant que la valorisation ne posera pas de risque significatif pour la santé humaine ou l'eau souterraine. Deuxièmement, la valorisation comme matériau de construction est définie comme :

« L'utilisation de matériaux de sol dans un produit de rétention de forme est l'utilisation de matériaux de sol comme matière première dans un produit qui a été fabriqué en conservant la forme au moyen de liants ou de procédés thermiques. » (Décret du gouvernement flamand établissant la réglementation flamande en matière d'assainissement et de protection des sols)

Des critères spécifiques à ce type de valorisation sont spécifiés dans la réglementation. Ces critères sont en général très permissifs et incluent également une analyse de lixiviation pour les métaux (Décret du gouvernement flamand établissant la réglementation flamande en matière d'assainissement et de protection des sols).

Ainsi, un sol très faiblement contaminé, mais tout de même avec une teneur non nulle en HAP et HP C₁₀-C₅₀ pourrait n'avoir aucune restriction à l'usage et des sols contaminés au-dessus du niveau « B » québécois pourraient être réutilisés dans des ouvrages de construction ou comme matériau dans la fabrication de brique et béton.

Les options de valorisation y sont donc plus diversifiées. Les principales options de valorisation utilisées pour les sols excavés sont présentées dans le tableau 5.2. Le nivellement de terrain se trouve largement au premier rang des options utilisées. Étant donné l'application du principe « standstill » pour cet usage, il est probable que les sols utilisés de ces façons soient les sols propres ou faiblement contaminés et les sols dont l'analyse n'est pas obligatoire. La revitalisation de carrières et les travaux d'infrastructures se trouvent au 2^e et 3^e rang. La majorité des sols >B se trouvent probablement dans ces deux catégories de valorisation. Bien que les critères soient très permissifs pour la fabrication de briques et béton, ces options sont peu utilisées. Cela pourrait être dû à l'état embryonnaire du marché ou encore à la compétition avec d'autres matériaux.

Tableau 5.2 Valorisation des sols excavés en volume de 2013 à 2018 en Flandre²⁴

Volumes (m ³) of use/year	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2018 (%)
Excavated soil - Reusable							
Backfilling of quarries	1215958	1214336	1213772	1470916	1605769	1583664	14.6
Building material in landfilling	348350	367804	455669	507467	422764	243369	2.2
Dikes, embankments	628245	307303	388275	387903	360726	544808	5.0
Production of concrete	273261	327948	331020	384101	402829	401127	3.7
Infrastructural works	1902141	4829580	2049599	2497584	2369833	2150473	19.8
Raising terrains	4880288	5002849	5139842	6814557	5845990	5888141	54.3
Production of bricks	25037	25234	84708	37974	81172	33435	0.3

L'offre en traitement est majoritairement *ex situ* bien que la tendance se déplace vers le traitement *in situ*. En général, la méthode de gestion pour les sols contaminés aux métaux ou métalloïdes dépend du type de sol. Les sols fins et les sols organiques sont plus difficiles à traiter et dépassent le coût raisonnable expliqué précédemment. Pour les lots de sols mixtes, le traitement est habituellement choisi si 40 % ou moins du sol sont composés de matériel fin ou de matières organiques en poids. Lorsque le traitement des sols contaminés par des métaux s'avère possible selon l'analyse des MTD, celui-ci s'effectue presque exclusivement par la technique du lavage des sols. Le sol traité par lavage est toujours considéré comme

²⁴ Échange courriel avec M. Dirk Dedeker, Département de la gestion des sols, Équipe de l'utilisation et de l'information des sols

un sol à la sortie du centre de traitement et peut-être utilisé selon son niveau de contamination. Lorsque le sol n'est pas traitable selon l'analyse des MTD, le confinement sur site est une pratique courante pour la gestion des pollutions par des métaux lourds. En effet, le confinement sur site est largement préféré comme alternative à l'enfouissement. Avant d'être utilisé, ce mode de gestion doit cependant faire l'objet d'une analyse de risque évaluant les menaces pour la santé humaine, les eaux souterraines ou les écosystèmes. L'analyse de risque impose parfois certaines conditions au confinement comme une restriction d'usage ou l'obligation de maintenir un recouvrement de béton²⁵. Pour conclure, le pourcentage de traitement des sols contaminés par les métaux est probablement inférieur au 80 % global, mais une portion non significative est tout de même traitée et valorisée. Le confinement sur site est aussi utilisé dans certains des cas.

Grâce à la nouvelle réglementation sur la gestion et l'assainissement des sols, des subventions seront prochainement octroyées par le ministre de l'Environnement en Wallonie pour des projets de réhabilitation des terres, mais l'enveloppe budgétaire n'est pas encore disponible (MARET, 2018). Des subventions sont toutefois déjà disponibles et couvrent jusqu'à 60 % des dépenses pour des études de caractérisations (David, 2019). Des subventions spécifiques au traitement existent cependant dans d'autres provinces de la Belgique. Dans la province de Bruxelles, des subventions peuvent couvrir jusqu'à 80 % des dépenses pour le traitement des sols, jusqu'à concurrence de 90 000 € par projet (Bruxelles Environnement, 2014).

L'exportation des sols contaminés est gouvernée par les mêmes dispositions européennes que pour les Pays-Bas. Également comme aux Pays-Bas, la quantité de sols importée pour y être traitée est plus grande que la quantité exportée. En 2018, environ 362 000 tonnes ont été importées et 176 000 tonnes exportées²⁶. Ainsi, l'exportation de sols excavés n'a jamais été considérée comme un problème pour l'industrie du traitement du pays et aucune mesure spécifique n'a été mise en place pour réduire ou empêcher l'exportation.

5.5 Synthèse de la situation ailleurs dans le monde

La revue des situations en Europe a permis de constater que la gestion des sols excavés, contaminée ou pas, est un sujet d'actualité à travers l'Europe et la plupart des pays ont encore du progrès à faire dans ce domaine. Une prise de conscience sur ce sujet est en marche en Europe à propos la valorisation des sols.

²⁵ Ibid.

²⁶ Ibid.

Ce sujet sera un enjeu important au cours des cinq prochaines années. Ainsi, la situation du Québec n'est pas aussi mauvaise qu'initialement anticipée et le Québec n'est certainement pas en retard par rapport aux autres pays développés de l'Europe. Le constat plus juste serait de dire que le Québec est passé de leader mondial au début des années 2000 à une performance dans la moyenne en 2021 en raison du statu quo qui s'est installé après 2006.

Deux pays européens se démarquent par leur faible utilisation de l'enfouissement comme mesure de gestion pour les sols excavés. Les Pays-Bas et la Belgique utilisent des systèmes légèrement différents pour atteindre le même résultat. Ils ont toutefois tous deux une réglementation qui fournit de forts incitatifs au traitement et qui permettent une large gamme de méthode pour réutiliser les sols. En ce qui a trait à la gestion des sols contaminés par des métaux, tous les pays observés considèrent le confinement sur site une option préférable à l'enfouissement dans un centre autorisé lorsque les risques toxicologiques et écotoxicologiques sont acceptables. C'est un mode de gestion des sols contaminés plus utilisé qu'au Québec. Aux Pays-Bas et en Belgique, le lavage des sols est aussi utilisé dans les cas de contamination par des métaux dans les sols ou la proportion d'argile n'est pas trop élevée.

6. ANALYSE COMPARATIVE

Certaines des pratiques de gestion des sols excavés utilisées ailleurs dans le monde qui sont présentées au chapitre précédent permettent de réduire les impacts négatifs des enjeux identifiés dans la gestion québécoise au chapitre 4. Toutefois, d'un pays à l'autre, les mesures mises en place pour gérer chacun de ces enjeux varient. L'analyse suivante sert donc à comparer la performance et l'applicabilité de ces différentes mesures à résoudre les problématiques rencontrées au Québec dans le domaine de la gestion des sols contaminés. L'interprétation des résultats de l'analyse devrait permettre d'identifier les options les plus prometteuses pour l'amélioration du bilan environnemental de la gestion des sols contaminés au Québec.

6.1 Méthodologie

La méthode choisie pour faire l'évaluation et la comparaison des mesures est l'analyse comparative. Pour chaque enjeu identifié au chapitre 4, les mesures observées dans les différents pays étudiés seront comparées. Les systèmes pris en compte seront ceux de la Belgique et des Pays-Bas. Le système actuel du Québec est également inclus dans la comparaison, car dans certains cas les mesures déjà en place pourraient s'avérer plus efficaces que celles des autres pays étudiés. Il a été jugé plus pertinent d'évaluer les mesures individuellement que le système de gestion du pays dans son ensemble. En effet, même si un pays obtenait la meilleure évaluation globalement, cela ne signifie pas que tous les éléments de son système de gestion des sols excavés sont optimaux. Les meilleures mesures pourraient provenir d'une combinaison de différentes options appliquées à différents endroits.

Les mesures sont ainsi regroupées par enjeu, puis évaluées de manière qualitative. Cette option permet de mieux prendre en compte les relations entre les mesures. La comparaison des mesures est basée principalement sur leur applicabilité au contexte québécois et sur leur efficacité escomptée. Plus précisément, elles sont évaluées selon les informations des précédentes sections obtenues dans la littérature et par des entrevues avec des professionnels dans le domaine. Au début de chaque comparaison, les éléments qui permettent d'évaluer l'efficacité d'une mesure sont exposés. Il semble impossible, dû au manque de données, de justifier les évaluations des différentes mesures selon un barème quantitatif tel qu'une analyse multicritère. Il semblait également trop laborieux d'évaluer chacune des mesures selon leur durabilité, car des critères spécifiques à chaque enjeu auraient dû être choisis pour avoir une liste de critères applicables aux différentes mesures.

Pour finir, il est important de mentionner que cette analyse comporte certaines limites. D'abord, bien que l'analyse comparative soit un outil d'aide à la décision, elle sert avant tout à organiser l'information recueillie dans les sections précédentes pour faciliter sa compréhension et à présenter les avantages et inconvénients de chaque mesure. Elle n'est en aucun cas une méthode infaillible de déterminer la meilleure action à prendre. L'auteur porte un jugement éclairé en fonction de l'information disponible. Il est difficile de prendre en compte les effets synergiques ou les interdépendances des mesures entre-elles dans l'analyse, alors certains des impacts qu'auraient la combinaison de différentes mesures pourraient être sur ou sous-estimé. La méthode d'analyse qualitative aide toutefois à réduire ce problème et les recommandations découlant de l'analyse sont nuancées pour prendre ces faits en considération. Finalement, l'analyse ne considère que les solutions qui ont été observées dans les pays étudiés, mais d'autres solutions pourraient être applicables et même plus efficaces pour remédier aux enjeux de la section 4.

6.2 Synthèse des juridictions étudiées

Avant de procéder à l'analyse, une synthèse des études de cas est présentée dans cette section sous forme d'un tableau récapitulatif, qui prépare le lecteur à plusieurs éléments contenus dans l'analyse.

Tableau 6.1 Synthèse des mesures de gestion des sols excavés analysées selon les enjeux québécois

Pays/ Critère	Incitatifs au traitement	Méthode d'évaluation du coût de traitement raisonnable	Valorisation	Volume de sols excavés	Subventions	Exportation	Traçabilité
Québec	Prix de l'enfouissement + interdiction d'enfouissement des sols « >D »	Discretionnaire	Standstill	Critères génériques sévères, peu d'analyse de risque, peu de traitement <i>in situ</i>	Subvention avec remboursement plus important si le mode de gestion est le traitement	Aucune mesure	Non
Pays-Bas	Interdiction de l'enfouissement des sols traitables	Prix fixe selon le taux de MR contenu dans le sol	Standstill, sauf pour matériel de construction et ajout béton	Critères génériques sévères, analyse de risque utilisée, <i>in situ</i> utilisé	Subvention sans détermination du mode de gestion	Aucune mesure	Oui
Belgique	Prix de l'enfouissement + taxe à l'enfouissement des sols traitable.	Prix de l'enfouissement incluant la taxe et le transport	Standstill, sauf pour matériel de fondation et ajout béton	Critères génériques souples, analyse de risque utilisée, peu de traitement <i>in situ</i>	Subvention seulement pour étude de caractérisation	Aucune mesure	Oui

6.3 Analyse des mesures

L'analyse détaillée est présentée dans les sections suivantes pour chaque critère présenté dans le tableau récapitulatif 6.1.

6.3.1 Évaluation de la traitabilité

Les mesures à prioriser pour cet enjeu sont celles qui favoriseront le plus le traitement vis-à-vis l'enfouissement. Au Québec, on applique déjà la mesure d'interdiction comme aux Pays-Bas, mais on ne l'applique que pour les sols « >D » et notre méthodologie pour établir la traitabilité d'un sol est incertaine. Premièrement, la mesure de promotion du traitement actuelle n'est pas à prioriser, puisqu'elle est celle qui favorise le moins le traitement. De plus, elle ne répond pas aux principes d'accès au savoir et de subsidiarité puisque le pouvoir de décision de la traitabilité est discrétionnaire. Ensuite, bien qu'à première vue, les mesures appliquées aux Pays-Bas et en Belgique semblent très différentes, elles le sont en réalité très peu. En effet, les résultats que peuvent produire une interdiction à l'enfouissement des sols traitables

ou une taxe à l'enfouissement peuvent être exactement les mêmes. La preuve est le taux d'enfouissement similaire entre la Belgique et les Pays-Bas. Les résultats dépendent du montant de la taxe dans le cas de la taxe à l'enfouissement ou du montant d'un traitement raisonnable dans le cas de l'interdiction.

Pour comparer ces deux options, il faut bien comprendre à la fois leur effet sur la compétitivité du traitement et le contexte québécois. La figure 6.1 illustre les effets de ces mesures dans le contexte québécois. À noter que les figures ne sont pas à l'échelle et qu'elles ne servent qu'à illustrer la tendance produite par les deux options.

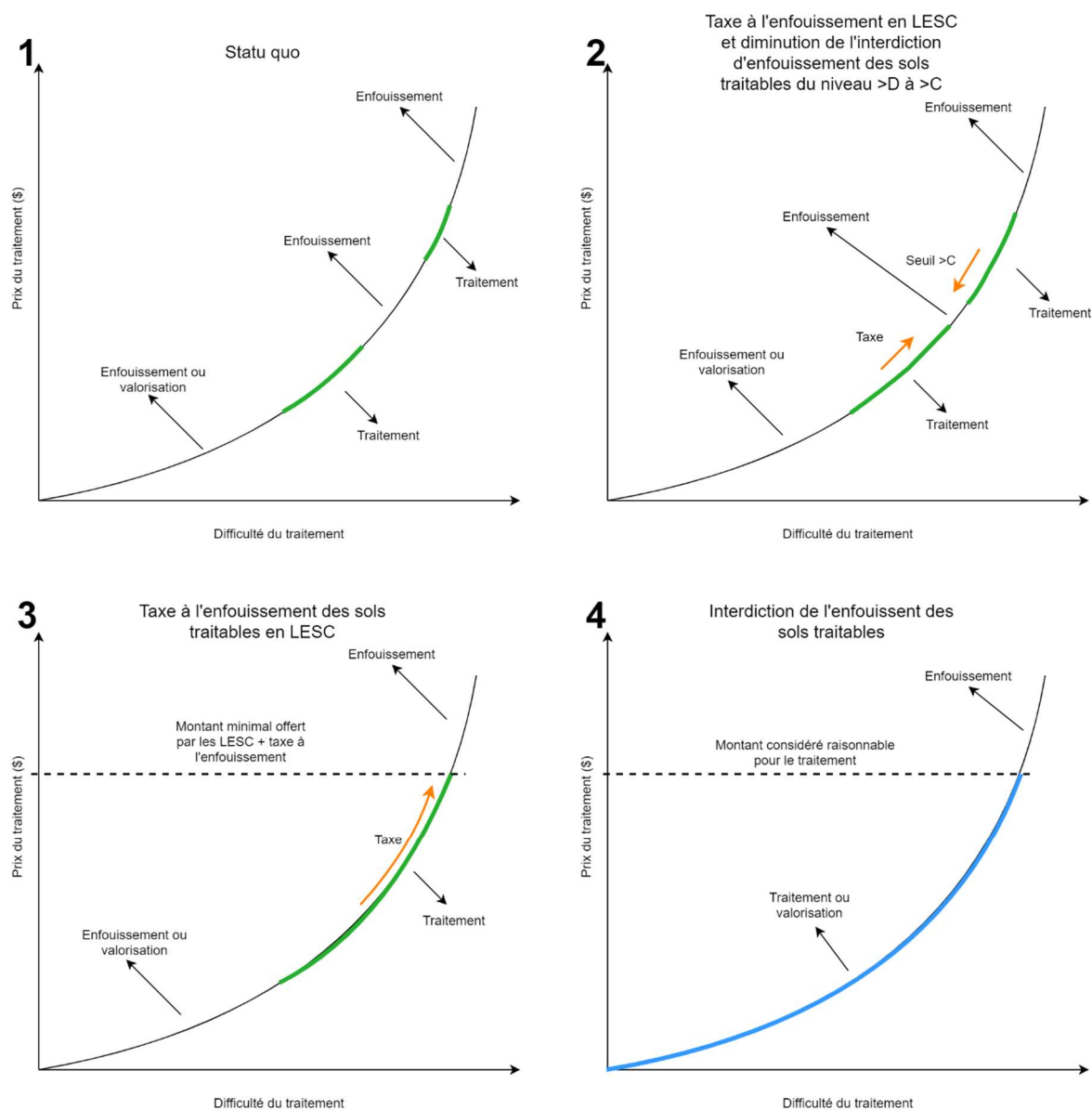


Figure 6.1 Effets des différentes mesures possibles sur le taux d'enfouissement dans le contexte québécois

Les lignes en vert représentent les sols qui sont traités. Dans la figure du statu quo, la ligne verte du bas correspond à la zone où le traitement est concurrentiel à l'enfouissement, soit lorsque le coût du traitement + transport + valorisation se situe en dessous du prix minimal que peuvent offrir les LESC et que la valorisation directe n'est pas possible. Certains sols au-dessus de ce montant sont aussi parfois traités si la distance à parcourir jusqu'au centre de traitement est moins grande que vers un LESC. La ligne verte du haut représente les sols contaminés « >D » qui sont obligatoirement traités lorsque le MELCC le considère possible. Sur le 2^e graphique, on peut voir l'effet d'une taxe à l'enfouissement en LESC, qui allongerait la première ligne verte vers le haut, et l'effet de la réduction du seuil de traitement obligatoire de « >D » à « >C », qui allongerait la deuxième ligne verte vers le bas. En effet, la taxe à l'enfouissement en LESC va affecter les sols dont le traitement est peu dispendieux, mais tout de même plus cher que le prix minimal que le LESC peut offrir. Si, par exemple, le prix minimal qu'un LESC peut offrir pour ne pas être en déficit est de 30 \$/tonne et que la taxe est de 10 \$/tonne, alors seulement les sols qui coûtent entre 30 \$ et 40 \$/tonne à traiter seront maintenant traités au lieu d'être enfouis. Dans la 3^e figure, on peut voir qu'une taxe à l'enfouissement peut avoir exactement le même effet que les mesures combinées de la figure 2, cela dépend seulement du montant de la taxe. Finalement, dans la 4^e figure, on peut observer que l'interdiction à l'enfouissement des sols traitables est la seule mesure qui influence aussi les sols faiblement contaminés, pour lesquels il est aussi possible d'enfouir en LET. Pourtant, l'interdiction est tout aussi modulaire que la taxe. La taxe peut influencer la ligne verte vers le haut, mais l'interdiction peut l'influencer du haut vers le bas et du bas vers le haut. Le premier cas implique nécessairement d'être selon le niveau de contamination. Par exemple, diminuer le seuil de traitement obligatoire de « >D » à « >C ». Le deuxième cas peut se faire encore selon le niveau de contamination, par exemple en interdisant l'enfouissement des sols contaminés « <B », ou par le montant du traitement, par exemple en interdisant l'enfouissement des sols contaminés dont le prix du traitement est inférieur à 25 \$, 30 \$, 35 \$, etc./tonne.

Bref, les mesures de redevance à l'enfouissement des sols contaminés et d'interdiction à l'enfouissement des sols contaminés « >C » que le MELCC considère mettre en place aurait le même effet que de seulement implanter une redevance, si le montant de celle-ci est suffisant. Ces mesures ne sont pas complémentaires, elles sont exclusives. C'est-à-dire qu'en Belgique, la taxe à l'enfouissement agit comme une interdiction d'enfouir les sols contaminés jusqu'à un certain niveau, c'est pour cela qu'ils n'ont pas de contamination limite à l'enfouissement. En revanche, dans le contexte du Québec, la taxe à l'enfouissement n'aurait pas une aussi grande portée, car une partie des sols pourrait toujours être enfouis en LET. Elle n'affecte que la compétition avec les LESC.

Bien que l'interdiction semble plus efficace dans le contexte québécois, la taxe propose l'avantage d'être plus facilement applicable, car elle ne nécessite pas nécessairement l'instauration d'un seuil de traitabilité des sols contaminés. Il serait donc possible d'implanter la taxe à l'enfouissement et la méthodologie de détermination de la traitabilité progressivement. Bien que ce n'est pas ce qui est fait en Belgique, il est possible de seulement imposer une taxe à l'enfouissement en LESC de tous les sols excavés. Une interdiction à l'enfouissement de tous les sols contaminés n'est simplement pas envisageable, car cela pourrait engendrer des coûts de gestion énorme pour certains sols. Ainsi, l'interdiction doit aussi nécessairement inclure un seuil de traitabilité. La taxe a aussi des inconvénients, elle a le principal désavantage que son montant est plus difficile à établir, car il est nécessaire de connaître le prix minimal qu'un LESC peut offrir pour établir son montant. De plus, étant donné qu'il y a présentement une très grande capacité d'enfouissement en LESC, ceux-ci pourraient descendre leur prix en dessous du seuil de rentabilité pour continuer de faire compétition aux centres de traitement et ainsi limiter leurs pertes à long terme.

En tenant compte que l'interdiction est choisie, il faut qu'un mécanisme de détermination de la traitabilité soit bien établi et fonctionnel en parallèle. À ce sujet, le système belge présente plusieurs avantages. Il a l'avantage sur les Pays-Bas d'inclure le transport dans le calcul de prix raisonnable. Il a aussi l'avantage de mieux inclure les différents acteurs de l'enjeu en créant une fédération des entrepreneurs en assainissement. Tous les centres de traitement sont ainsi consultés lorsqu'un sol en besoin de traitement entre sur le marché. C'est un élément primordial pour que des dérogations ne soient pas données lorsque le propriétaire de sols ne consulte qu'un seul centre de traitement comme c'est le cas actuellement. Cela permet du même coup aux propriétaires de sols contaminés d'obtenir de meilleurs prix et de voir toutes les options qui s'offrent à lui facilement. Tout compte fait, la meilleure option semble l'interdiction de l'enfouissement des sols traitable raisonnablement comme aux Pays-Bas, mais avec une méthodologie pour l'évaluation du prix de traitement raisonnable qui utilise des éléments de la réglementation belge.

On peut également commenter brièvement certaines autres mesures proposées par des intervenants du milieu des sols contaminés au Québec qui n'ont pas été observées ailleurs dans le monde. Une d'entre elles serait d'imposer une redevance à la valorisation des sols comme matériel de recouvrement journalier en LET. L'objectif de cette mesure pourrait possiblement être de favoriser le traitement au niveau « A-B » plutôt que « B-C ». Dans un premier temps, rendre l'option de gestion qu'est l'utilisation des sols comme matériel de recouvrement plus cher va en effet avoir l'effet escompté de tourner les centres de traitement vers la prochaine option la plus profitable qui s'offre à eux, soit le traitement au niveau A-B, puis

l'enfouissement en LET ou la valorisation. Cependant, est-ce quelque chose de souhaitable? Changer de mode de gestion signifie passer de l'option la plus profitable à la 2^e plus profitable, ce qui va réduire la compétitivité des centres de traitement et favoriser l'enfouissement. Selon le concept d'équilibre entre gestion et protection de l'environnement, il est possible que l'augmentation de la protection de l'environnement engendré par le traitement des sols « B-C » jusqu'à « A-B » puis leur valorisation plutôt que la valorisation directe des « B-C » en LET soit au total bénéfique malgré l'augmentation du taux d'enfouissement, mais le MELCC devrait avancer de solides études pour justifier ce choix. En effet, la tendance observée dans les pays étudiés dans cet essai va exactement dans le sens inverse, soit plus de valorisation à plus haut risque pour l'environnement et moins d'enfouissement. D'autant plus, dans le contexte actuel, ce ne sont pas tous les sols « A-B » qui sont valorisés, alors l'impact environnemental de la portion non valorisée qui est enfouie est possiblement égal ou plus grand que le recouvrement journalier en LET avec des sols « B-C ». En effet, dans les deux cas le sol se retrouve au même endroit, dans un cas avec une contamination moindre, mais dans l'autre cas il remplace l'utilisation d'une autre ressource.

Pour ce qui est de l'autorisation de capacité d'enfouissement en LESC, ce n'est pas une option à favoriser pour promouvoir le traitement. Premièrement, cette mesure aurait plutôt un effet à long terme, puisque la capacité résiduelle est encore bonne pour 9 à 11 ans, comme mentionnée précédemment. Deuxièmement, à l'arrivée à terme de la capacité d'enfouissement en LESC, l'effet de ne pas autoriser plus de capacité serait le même que d'interdire l'enfouissement. Or, l'effet d'une interdiction à l'enfouissement au niveau réglementaire est plus facilement contrôlable que de ne plus autoriser d'enfouissement, car l'interdiction peut être implémentée graduellement. L'effet de la réduction de la capacité restante aurait probablement un certain effet graduel également, mais plus abrupte.

6.3.2 Valorisation

L'option à prioriser dans cet enjeu est celle qui permet le meilleur bilan entre la durabilité des méthodes de valorisation et le taux de valorisation. En respectant en tout point le principe de ne pas augmenter le niveau de contamination du terrain récepteur, l'impact environnemental de la valorisation au Québec est inférieur aux options de valorisation permises dans les pays d'Europe étudiés. Cependant, le taux de valorisation de ces deux pays est plus élevé qu'au Québec. Alors quelle est la meilleure option dans l'ensemble? Selon Chalifoux (2018) dans l'essai *La valorisation des sols peu contaminés au Québec*, les options de valorisation comme projets autoroutiers (buttes-écrans, aménagement routier majeur, assises d'infrastructures autoroutières) et comme matériaux d'apport géotechnique dans des projets de

construction arrivent au 2^e et 3^e rang des options les plus durables derrière le recouvrement journalier en LET. En Belgique comme aux Pays-Bas, ces deux options de valorisation sont permises. Selon eux, l'augmentation de la contamination du site récepteur dans certains cas est nécessaire pour fournir suffisamment d'options de valorisation pour les sols faiblement contaminés et ainsi établir un équilibre soutenable entre la réutilisation des sols et la protection de l'environnement.

« [...] local deterioration is allowed, something that might prove necessary in order to obtain sufficient flexibility in the local soil management. This makes the relationship between the soil function and the soil quality tangible - it uses the opportunities the soil presents. » (ministry of Infrastructure and the Environment, 2014).

Ces options, qui sont utilisées en Europe, sont donc plus durables qu'elles ne le semblent malgré l'augmentation de la contamination locale. Malheureusement, l'essai ne comparait pas la durabilité des mesures de valorisation étudiée avec l'enfouissement en LESC et en LET. En résumé, on constate que l'assouplissement de la réglementation concernant la valorisation permettrait certainement un plus haut taux de valorisation, mais possiblement sans non plus en réduire la durabilité. Des études plus approfondies pourraient toutefois confirmer cette hypothèse.

6.3.3 Subventions

L'option à prioriser est celle qui favorise la réhabilitation d'un maximum de terrains contaminés en utilisant le traitement comme mode de gestion. Le budget attribué par le gouvernement pour la réhabilitation au niveau national n'a pas été trouvé pour la Belgique et les Pays-Bas, alors il est difficile de dire s'ils accordent plus d'importance qu'au Québec à la subvention de la réhabilitation des terrains. Le nombre de terrains réhabilités grâce à ces subventions qui n'auraient pas été réhabilités autrement est également difficile à estimer. On peut remarquer cependant que les subventions de ClimatSol Plus au Québec remboursent une plus grande proportion des frais selon la durabilité du mode de gestion utilisé. Dans les pays étudiés, ils subventionnent seulement la réhabilitation sans dicter la méthode de gestion à utiliser. C'est plutôt la promotion de la réhabilitation des terrains qui se fait avec les subventions et non la promotion du traitement. Ces pays misent plus sur leur système qui favorise déjà le traitement d'autres façons que de le promouvoir par subvention. En effet, la subvention, comparativement aux autres méthodes, n'encadre pas tous les sols excavés, mais seulement les terrains qui font l'objet d'une subvention. Ainsi, les subventions accordées au Québec sont plus efficaces que celles accordées dans les pays étudiés puisqu'elles favorisent à la fois la réhabilitation et le traitement par rapport à l'enfouissement, mais la

subvention ne devrait pas être la principale méthode de promotion du traitement utilisé dans le système due à sa portée limitée. Sa fonction est surtout de promouvoir la réhabilitation.

6.3.4 Volume de sols excavés

L'option à prioriser pour cet enjeu est similaire à celle de l'enjeu de la valorisation. Le taux de sols excavés devrait être celui qui permet le meilleur bilan entre durabilité de la gestion et taux de valorisation. Ainsi, l'établissement de l'équilibre pour cet enjeu devrait se faire en conjonction avec la valorisation. Au Québec, les critères génériques sont sévères, l'analyse de risque est très peu utilisée, le traitement *in situ* est très peu utilisé et l'état initial doit être retrouvé lors d'un déversement accidentel. Comme pour la valorisation, tous ces éléments font en sorte que la protection de l'environnement des modes de gestion est élevée, mais le taux de valorisation faible dû à un excès de sols à gérer. L'option qui permettrait un meilleur équilibre est celle des Pays-Bas. Ceux-ci ont couramment recouru au traitement *in situ* et à l'analyse de risque en vue d'un confinement sur site ou d'une immobilisation lorsque le sol n'est pas traitable. Le traitement *in situ* est généralement reconnu au Québec et dans le monde comme la méthode de gestion la plus durable et il permet en même temps de réduire la quantité de sols excavés (MELCC, 2017). Ainsi, un maximum de traitement *in situ* est le mieux. Ensuite, puisqu'un sol intraitable est voué à l'enfouissement, les Pays-Bas permettent l'analyse de risque pour déterminer si le sol pourrait demeurer sur place sans poser de risques trop importants pour l'environnement ou la santé humaine. Il considère cette gestion comme étant plus durable que l'enfouissement hors site, mais aucune étude n'a été trouvée pour supporter cette affirmation. Encore une fois, le Québec considère lui-même dans sa politique que laisser les sols en place est plus durable que l'excavation et l'enfouissement, mais l'analyse de risque est tout de même peu utilisée.

6.4.6 Traçabilité

Le choix de l'utilisation ou non d'un système de traçabilité des sols excavés ainsi que de ses modalités, le cas échéant, devrait être effectué en fonction de réduire le dépôt illégal de sols en milieu rural tout en augmentant au minimum les frais de gestion pour les propriétaires des sols et pour les contribuables. Ainsi, un système de traçabilité devrait être instauré seulement s'il est estimé qu'il réduirait le passif environnemental créé par le dépôt illégal plus qu'il n'augmenterait les frais de gestion des sols excavés. Les systèmes de traçabilité de la Belgique et des Pays-Bas sont très similaires. Étant donné le manque de données dans ces deux endroits sur la quantité de sols disposés illégalement malgré le système de traçabilité, il est difficile d'évaluer leur efficacité. Cependant, on peut tout de même croire qu'ils n'augmentent pas autant les frais de gestion que le projet pilote de traçabilité québécois, car ils n'incluent

pas la localisation GPS des camions de transport. En effet, les frais de la traçabilité en Belgique sont évalués à environ 0,10 €/tonne alors qu'au Québec l'estimation se situe entre 0,75 \$ et 2 \$/tonne. De plus, la localisation GPS diminue aussi l'applicabilité de la mesure, car elle provoque des réticences pour des raisons de protection de la vie privée. Le fait que la traçabilité impose moins de frais dans le cas de l'enfouissement, car les sols sont dirigés directement à leur lieu de dépôt définitif plutôt que de passer par un centre de stockage ou un centre de traitement avant d'être valorisé n'est considéré par aucun des systèmes observés. Toutefois, selon la proportion estimée des frais de la traçabilité sur les frais totaux de gestion des sols excavés, cet élément ne devrait pas favoriser l'enfouissement de façon significative.

6.4.8 Exportation

La mesure à prioriser pour cet enjeu est celle qui limitera la compétition déloyale entre les centres de traitement et les sites d'enfouissement des différents pays et provinces. Aucune mesure adressant directement l'exportation des sols n'est appliquée dans les pays qui ont été étudiés. Plus d'importation que d'exportation est faite aux Pays-Bas et en Belgique. Cependant, des mesures existent au niveau international en Europe. Le moyen utilisé en Europe, tel que mentionné à la section 5.4, est une taxe supplémentaire à l'enfouissement lorsque le sol provient d'une province ou d'un pays différent de celui du centre d'enfouissement récepteur. Cette mesure décourage seulement en partie l'exportation puisqu'elle adresse l'enfouissement, mais elle n'adresse pas le cas où le sol pourrait être traité ailleurs pour ensuite être valorisé à un meilleur prix que dans la juridiction d'origine. Cependant, les sols traités au Québec peuvent être valorisés en Ontario. Dans un tel cas, les prix que peuvent offrir les centres de traitement québécois devraient être plus hauts et équivalents à ceux de l'Ontario lorsque l'on inclut la possibilité de valoriser en Ontario les sols traités au Québec. Le transport serait le même dans les deux cas. Au Canada, les échanges interprovinciaux sont régulés par l'Accord de libre-échange canadien (ALEC). Les options possibles incluent donc toutes une modification de l'ALEC. La modification peut être l'établissement d'une taxe à l'enfouissement des sols exportés comme en Europe ou l'obligation de respecter en tout point les dispositions législatives de la province d'origine telle que proposée par l'industrie québécoise de traitement et d'enfouissement. La première option est plus commune et semble ainsi plus facilement applicable. Elle pourrait cependant permettre que certains des sols excavés soient exportés avant traitement ce qui diminue la quantité de sols à traiter pour les entreprises québécoises. La seconde option éliminerait virtuellement toutes importations ou exportations de sols au Québec ce qui assure la pérennité du marché québécois, mais pourrait empêcher certaines opportunités commerciales près des frontières et ainsi augmenter le transport, surtout dans le cas ou de futurs changements de

règlementation qui feraient que les options de réutilisation seraient plus similaires entre l'Ontario et le Québec.

7. CONSTATS ET RECOMMANDATIONS

L'analyse des options identifiées permet maintenant de proposer des mesures qui devraient être considérées par le MELCC pour améliorer le bilan environnemental de la gestion des sols contaminés au Québec. Plus particulièrement, ces mesures permettront d'augmenter la durabilité de la gestion des sols excavés en réduisant l'enfouissement et le dépôt sauvage pour des modes de gestion plus durable comme le traitement *in situ* et le traitement *ex situ* avec valorisation. En soi, les recommandations de cet essai ne sont pas si différentes des mesures qui étaient prévues par le Plan d'action 2017-2021. Le MELCC est donc, en général, sur la bonne voie s'il réussit à passer à l'acte le plus rapidement possible. Il y a seulement quelques ajustements et quelques éléments qui n'avaient peut-être pas été considérés par le MELCC qui devraient être pris en compte. Les mesures à considérer qui seront détaillées dans les sections suivantes sont l'instauration d'un système de traçabilité des sols excavés, l'élargissement des options de valorisation pour les sols faiblement contaminés, la réduction des volumes de sols excavés, l'interdiction graduelle de l'enfouissement des sols traitables ou valorisables ainsi que l'instauration d'une taxe à l'enfouissement des sols exportés. À noter que les mesures présentées devraient être utilisées en conjonction afin de maximiser leurs effets.

7.1 Rendre le traitement obligatoire lorsque cela est possible selon un coût raisonnable

Constats :

- La majorité des sols enfouis sont contaminés par des métaux et une offre en traitement pour ce genre de contamination tarde à s'implanter au Québec;
- Une proportion non négligeable de sols contaminés sont enfouis en raison des coûts d'enfouissement plus faible;
- Tous les pays étudiés présentant un faible taux d'enfouissement favorisent le traitement par des mesures coercitives;
- L'analyse a révélé que l'interdiction graduelle de l'enfouissement est la mesure la plus efficace et applicable au contexte.

Puisque la majorité des sols enfouis sont contaminés par des métaux ou métalloïdes, il est primordial de développer une industrie du traitement pour ce genre de sols, afin de réduire l'utilisation de l'enfouissement. Bien qu'il existe des technologies pour traiter ce genre de contamination, comme il a été observé par l'étude de pays ailleurs dans le monde, une réelle offre de traitement pour ce type de contamination tarde à s'installer au Québec. Ceci est dû au manque de compétitivité économique du

traitement par rapport à l'enfouissement. De plus, il existe également une proportion de sols contaminés non négligeable qui est traitable par les technologies biologiques communes au Québec, qui est par ailleurs enfouie dû à de meilleurs prix de la part des LESC.

Selon l'analyse comparative, il a été établi que les méthodes actuelles de promotion du traitement vis-à-vis l'enfouissement ne sont pas aussi efficaces que celles des pays d'Europe étudiés pour réduire l'enfouissement. Il a aussi été établi que l'interdiction de l'enfouissement des sols traitables et la taxe à l'enfouissement ont des effets similaires, mais que l'interdiction serait plus efficace dans le contexte québécois. La recommandation est donc d'établir une méthodologie claire pour déterminer si un sol est traitable dans des circonstances raisonnables. Cette méthodologie doit prévoir que tous les centres de traitement doivent pouvoir proposer un prix, en incluant le transport, pour prendre possession du sol à traiter. Elle doit aussi inclure le traitement à la chaîne si cela est nécessaire. En effet, certains sols nécessitent l'application de plus d'une méthode de traitement pour être traités, mais cela ne devrait pas être un frein au traitement. Une fois celle-ci instaurée, une interdiction graduelle à l'enfouissement des sols devrait être établie afin de parvenir à l'état final d'interdire l'enfouissement de tous les sols traitables.

La CMM, parmi d'autres, avait avancé l'argument qu'une mesure de promotion du traitement, dans le cas présent, il s'agissait d'une taxe à l'enfouissement des sols en LESC proposé par le MELCC il y quelques années, causerait une augmentation des prix pour les propriétaires de sols et que cela aurait pour effet de rendre plusieurs projets de restauration de friche non viable sur le plan économique (CMM, 2013). Cela avait possiblement diminué les ardeurs du MELCC à instaurer une telle mesure. Pourtant, force est de constater qu'il est fort probable qu'une interdiction ou une taxe de la sorte n'ait pas d'impact sur le prix de gestion des sols contaminés. En effet, il a été démontré précédemment que les LESC ont une bonne marge de manœuvre dans l'ajustement de leur prix. Le prix courant est présentement de 60 \$/tonne et plus pour l'enfouissement des sols contaminés aux métaux, mais environ la moitié de ce montant pour les contaminations organiques. Il serait donc possible que des techniques de traitement des métaux, comme le lavage des sols, puissent traiter les contaminations inorganiques ou du moins certaines contaminations inorganiques pour un montant d'environ 60 \$ à 80 \$/tonne, mais si c'était le cas, les LESC baisseraient leur prix pour demeurer l'option la moins dispendieuse. S'il n'était pas rentable pour un LESC d'enfouir des sols contaminés par des métaux au prix de 30 \$/tonne, comment est-ce rentable d'enfouir les autres sols contaminés pour ce même prix? Or, selon plusieurs sources, le prix du lavage des sols n'est pas aussi élevé qu'on le croit. Aux Pays-Bas, il est évalué entre 25 € et 45 €/tonne, dans l'essai de Dufresne (2013) sur la comparaison de méthodes de traitements il est évalué comme étant similaire à la Biopile et selon l'outil

de sélection de méthode de traitement français Sélecdepol, il est évalué à 35 € à 100 €/tonne sur site et à 60 € à 220 €/tonne hors site (Dufresne, 2013 ; VROM, 2009 ; Colombano et al., 2010). La même chose est vraie pour les contaminations organiques, si un LESC demande 50 \$/tonne pour enfouir un sol contaminé en HAP, c'est qu'il existe probablement un traitement pour ce sol à 55 \$/tonne. Le marché fonctionne selon l'offre et la demande.

Tout cela dépend évidemment de ce qui est considéré comme un coût de traitement raisonnable. Si, par exemple, le coût de la taxe est établi à 400 \$/tonne, alors les coûts de gestion augmenteront drastiquement. Si, plutôt, ce montant était établi à 40 \$/tonne, alors les prix n'augmenteraient pas vraiment puisque le prix minimal que les LESC pourraient offrir sans perdre de l'argent serait peut-être de 70 \$/tonne ce qui est environ le prix actuel pour l'enfouissement de sols contaminés aux métaux « >D ». De la même façon, si une interdiction à l'enfouissement était établie pour tous les sols considérés traitables et que le coût raisonnable pour considérer un sol traitable était fixé à 70 \$/tonne, les prix n'augmenteraient pas vraiment puisque c'est environ le prix actuel pour l'enfouissement de sols contaminés aux métaux « >D ».

Un second argument contre une telle mesure est l'impact environnemental, principalement atmosphérique, généré par le transport des sols et par l'énergie ou les produits consommés pour effectuer le traitement. À ce sujet, le MELCC devrait conduire des études plus approfondies sur l'impact environnemental et le passif généré par l'enfouissement et par les différents modes de traitement. À première vue cependant, il est vrai que le transport est actuellement souvent un facteur très important puisqu'il n'existe qu'un seul centre de traitement thermique et un seul centre de traitement par lavage des sols. Les distances à parcourir pour atteindre un ces centres peut être beaucoup plus grande que pour atteindre un centre d'enfouissement, mais du moment où les mesures précédemment recommandées seront en place, un marché du traitement des métaux se développera et le transport ne sera plus un facteur entre le centre de traitement applicable le plus près ou le LESC le plus près.

Bien que, selon l'argumentaire ci-haut, l'imposition d'une taxe ou d'une interdiction à l'enfouissement des sols traitables ne réduirait pas nécessairement le nombre de terrains réhabilités, le MELCC devrait tout de même considérer sérieusement d'imposer un seuil de traitabilité qui pourrait faire en sorte d'augmenter les coûts de gestion des sols excavés. L'augmentation du coût de gestion pour les propriétaires de sols n'est pas nécessairement une mauvaise chose. L'idée est encore une fois d'atteindre un équilibre entre gestion des sols et protection de l'environnement. L'imposition d'un prix de traitement considéré raisonnable suffisamment élevé pour faire en sorte que les coûts augmenteraient pour les propriétaires

de sols et ainsi réduiraient potentiellement le nombre de friches réhabilité pourrait tout de même être bénéfique. En effet, la diminution du passif environnemental généré par le traitement plutôt que l'enfouissement des sols pourrait être, au total, plus bénéfique que le passif environnemental qui sera créé par les terrains non réhabilités dus à la perte de viabilité économique. Le cycle de vie entier de la gestion d'un sol excavé doit être considéré. Encore une fois, il est vrai que l'incitatif à réhabiliter un terrain contaminé est plus grand dans des pays moins grands et plus densément peuplés comme la Belgique et les Pays-Bas, mais malgré qu'il n'y ait pas l'urgence du manque d'espace, le Québec devrait reconnaître l'existence des externalités causée par l'étalement urbain et appliquer des mesures en conséquence. En effet, pour chaque dollar investi dans le réaménagement des sites contaminés, près de 3,80\$ sont investis dans l'économie (Fédération canadienne des municipalités, 2009). Ainsi, il est recommandé au MELCC de continuer à subventionner la réhabilitation des terrains comme il le fait actuellement pour inciter la réhabilitation des friches abandonnées et promouvoir le traitement vis-à-vis l'enfouissement. Le manque de réhabilitation des friches pourrait aussi être adressé par des réglementations autres que celles qui concernent les sols contaminés qui imputeraient un coût politique à l'utilisation de sols propres. Des sols propres sont utilisés lorsqu'ils sont extraits pour du remblayage, mais ils sont également « utilisés » lorsqu'une nouvelle construction est faite sur un terrain vierge.

Pour conclure, la diminution du seuil de traitement obligatoire du critère « D » au critère « C » que le MELCC considère implanter dans sa dernière politique est une bonne option pour améliorer la gestion des sols contaminés excavés au Québec, mais une attention particulière doit d'abord être accordée à la méthodologie pour déterminer la traitabilité d'un sol. Si cette méthodologie demeure inchangée, la réduction du seuil n'aura aucun effet et les sols contaminés par des métaux seront toujours enfouis. En plus de cette mesure, le MELCC devrait considérer bannir l'enfouissement des sols faiblement contaminés d'ici quelques années, lorsque le marché de la valorisation le permettra. La mesure d'imposer une redevance à la valorisation comme matériel de recouvrement journalier en LET n'est pas recommandée selon le raisonnement à ce sujet dans la section 6.3.1. Utiliser à la fois l'interdiction et la taxe complique inutilement le système.

7.2 Développer un marché des sols faiblement contaminés en équilibre entre gestion et protection de l'environnement

Développer un tel marché pour les sols faiblement contaminés implique plusieurs mesures. Celles-ci ont été découpées en trois sous recommandations.

7.2.1 Élargir les options de valorisation

Constats :

- Il n'existe actuellement aucun pays en Europe avec à la fois des restrictions aussi sévères que le Québec sur la valorisation et une performance face à l'utilisation de l'enfouissement supérieure au Québec;
- L'ajout de la valorisation des sols pour la revitalisation des carrières en 2019 n'a pas été suffisant pour augmenter la valeur des sols faiblement contaminés sur le marché;
- Des sols avec un niveau de contamination apte à la valorisation sont toujours enfouis.

Étant donné ces constats, il serait très difficile de réduire l'utilisation de l'enfouissement et de justifier des mesures pour favoriser le traitement avec le marché de la valorisation actuel. L'obligation de traitement est seulement justifiable lorsqu'il existe suffisamment d'options de valorisation pour valoriser tous les sols excavés réutilisables ou traitables. Dans cette optique, le MELCC devrait considérer élargir davantage les options de valorisation permises. « Si un marché est manquant, la société gagne à ce que le gouvernement institue une politique environnementale pour faciliter sa création » (Uhde, 2004). Cet élargissement devrait possiblement aller jusqu'à la modification de l'article 4 du RSCTSC pour permettre l'augmentation de la contamination du site récepteur dans certains cas comme il est jugé nécessaire en Europe. Les options de valorisation qui devraient faire l'objet de considérations sont la réutilisation comme matériaux de construction et comme ajout dans la fabrication de matériaux comme le béton et la brique. Les sols peuvent être considérés comme des matériaux de construction lorsqu'ils sont utilisés pour la fondation de routes, les travaux de terrassement et le nivellement de terrain. L'utilisation des produits du traitement par S/S et des matériaux de béton, brique et asphalte fabriqué avec des ajouts de sols est aussi permise sous certaines conditions aux Pays-Bas et devrait être considérée. Comme on peut le constater à la figure 7.1, l'autorisation de la réutilisation de sols faiblement contaminés et de sédiments dans les ouvrages de construction a fait augmenter leur valeur rapidement aux Pays-Bas (Gadella, s. d.). Au Québec, l'abondance de sol propre favorise la demande de sol propre au détriment des sols contaminés (Uhde, 2004). C'est un obstacle supplémentaire à la création d'une valeur marchande pour les sols faiblement contaminés qui n'est pas aussi grand dans le cas de la Belgique et des Pays-Bas dus à leur plus petite superficie et leur grande densité qui diminue la quantité de sols propres disponibles. Le Québec devrait tout de même réduire la quantité de sols propres qu'il utilise et valoriser les sols faiblement contaminés plutôt que de les enfouir maintenant avant de créer un passif environnemental au titre des sols contaminés trop important.

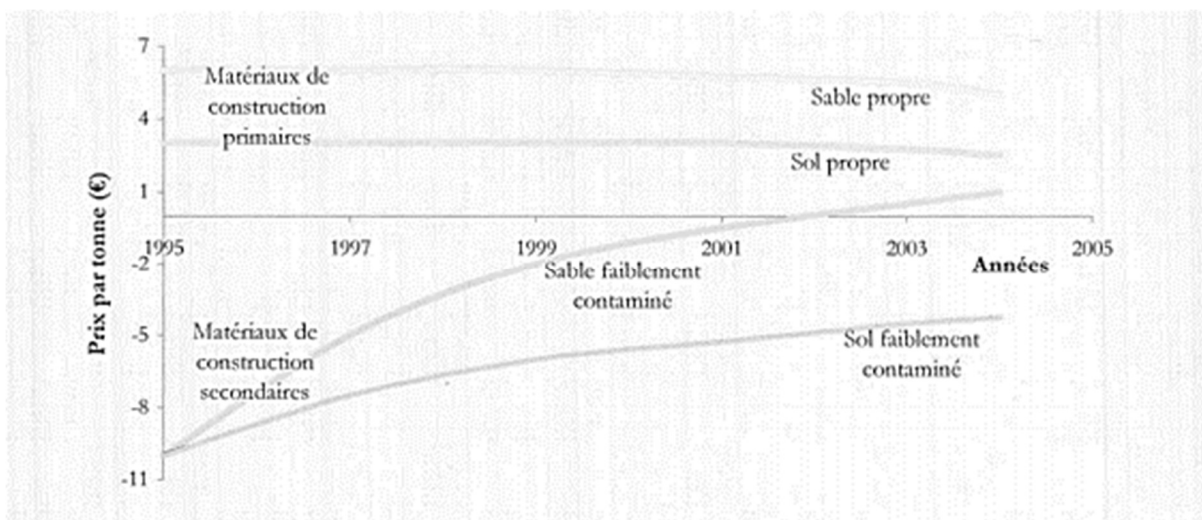


Figure 7.1 Valeur marchande des sols faiblement contaminés aux Pays-Bas (tiré de Uhde, 2004)

Le MELCC devrait aussi commanditer des études plus approfondies pour comparer la durabilité et le bilan passif généré par les différentes options de valorisation et l'enfouissement.

7.2.2 Réduire la gestion hors site des sols contaminés

Constats :

- Le traitement *in situ* est l'option de gestion des sols contaminés la plus durable selon le MELCC;
- Le confinement sur site est un mode de gestion plus durable que l'enfouissement selon le MELCC;
- La réhabilitation par traitement *in situ* ne compte que pour 1,86 % des terrains du Système GTC en date de 2018;
- La réhabilitation par confinement sur site ne compte que pour 1 % des terrains du Système GTC en date de 2018;
- Le traitement *in situ* et le confinement sur site sont des options de gestion plus utilisées aux Pays-Bas qu'au Québec;

La réduction de la quantité de sols excavés à gérer peut aussi faciliter l'offre de suffisamment d'options de valorisation pour les sols et ainsi devrait être considéré dans l'établissement de l'équilibre entre gestion et protection de l'environnement. En premier lieu, puisque le traitement *in situ* est accepté comme l'option de gestion la plus durable tout en réduisant la quantité de sols excavés, son utilisation devrait être développée. À cet effet, le MELCC devrait alléger les démarches d'autorisation pour la mise en place du traitement *in situ*. Cette procédure simplifiée permettrait de réduire les délais et les coûts de traitement pour ce type de dossier par le MELCC ce qui favoriserait l'utilisation du *in situ*.

En deuxième lieu, puisque, comme aux Pays-Bas et en Belgique, le Québec considère le confinement sur site plus durable que l'excavation et enfouissement dans sa hiérarchie, il devrait faire en sorte que ce mode de gestion soit utilisé avant l'enfouissement. À cet effet, il est recommandé que la méthodologie qui sera établie par le MELCC pour déterminer la traitabilité d'un sol devrait inclure le confinement sur site et la S/S lorsqu'il advient que le sol n'est pas raisonnablement traitable avant de recourir à l'enfouissement. L'analyse de risque devrait donc se limiter aux sols qui seraient autrement enfouis et être encouragée dans ce cas précis. Dans le même ordre d'idée que pour le traitement *in situ*, elles devraient être encouragées par une réduction des exigences administratives et donc financières y afférent de façon à rendre sa réalisation plus viable que l'enfouissement. Par exemple, étant donné que les mesures d'atténuation exigées lors d'un confinement sur site au Québec sont toujours similaires, soit la mise en place d'une couche protectrice d'une épaisseur minimale de 1 m ou le recouvrement du terrain par une couche imperméable comme le béton de ciment ou le béton bitumineux, le MELCC pourrait standardiser ces modes de gestion²⁷. Cela permettrait de réduire le temps de traitement et la tarification du MELCC pour ce type de dossier. Quant à la S/S, elle est considérée comme une méthode traitement aux Pays-Bas puisqu'il est possible de réutiliser cette matrice pour en faire un stationnement ou encore des fondations. À noter également qu'aux États-Unis, l'Environmental Protection Agency (EPA) considère également la S/S comme une méthode de traitement et elle a d'ailleurs été couramment utilisée pour la réhabilitation de site contaminé par des métaux. L'EPA indique dans son rapport en 2010 sur les techniques de traitement, 308 projets de S/S *ex situ* et 170 projets de S/S *in situ* entre 1982 et 2017 (Environmental Protection Agency [EPA], 2020). Au Québec, elle est toujours considérée comme une méthode de confinement, mais elle devrait être favorisée à l'enfouissement selon la hiérarchie de durabilité des modes de gestions des sols contaminés du MELCC, ce qui n'est pas le cas actuellement. À tout le moins, le confinement devrait être plus viable dans le cas des projets avec un grand volume de sols contaminés à gérer. La recommandation de la section précédente est réitérée, soit que Le MELCC devrait tout de même approfondir le sujet de la durabilité et du passif généré par l'enfouissement, le confinement sur site, la S/S et les différentes méthodes de traitement pour confirmer ces théories.

7.2.3 Faciliter la création du marché

Constats :

²⁷ Entrevue avec Mme Chantal Savaria, Présidente chez Savaria Experts Conseil

- Les centres de traitement et les propriétaires de sols faiblement contaminés doivent payer pour s'en départir ;
- Plusieurs moyens sont utilisés en Europe pour faciliter les transferts de sols comme les banques de sols qui sont communes dans les Pays-Bas.

En conjonction avec l'élargissement des options pour la valorisation et la réduction de la quantité de sols excavés, le MELCC devrait étudier différentes options pour faciliter la création d'un marché des sols faiblement contaminés. Il faut tout d'abord éviter d'évaluer les opportunités de valorisation au cas par cas. L'annexe 5 du Guide d'intervention – PSRTC qui se veut une sorte de liste des options de valorisation possible en fonction du niveau de contamination est une bonne mesure en ce sens. Cependant, un guide de valorisation serait plus approprié pour simplifier la gestion. En Belgique, un code de bonnes pratiques pour l'utilisation des matériaux du sol est disponible (OVAM, 2020). D'autres mesures ont aussi été observées et celles-ci pourraient d'autant plus favoriser le développement du marché des sols. En Belgique et aux Pays-Bas, des banques de sols sont utilisées pour faciliter la vente et l'achat de sols. Dans un tel cas, le propriétaire de sol n'aurait plus à chercher un endroit pour déposer ses sols et un acheteur de sols aurait une alternative à l'achat de matières vierges. Il s'est avéré que plusieurs centres de traitement valorisent directement les sols qu'ils reçoivent et qu'ainsi, ils agissent également à titre de banques de sols (Gestion 3LB, 2018). Le MELCC pourrait officialiser cette tendance et diriger les acheteurs de sols directement vers les centres de traitement. Ceux-ci sont déjà nombreux à travers la province. Un intermédiaire officiel, qu'il soit une banque de sol ou un centre de traitement agissant aussi à titre de banque de sol, permet de faciliter les échanges en éliminant l'incertitude à l'égard du régime de responsabilité. Les banques de sols augmentent cependant le transport des sols en ajoutant un intermédiaire entre l'excavateur de sols et l'acheteur de sols. Une deuxième option qui devrait être envisagée, laquelle peut être utilisée en parallèle avec les banques de sols, est la carte interactive de qualité des sols, tel qu'elle est utilisée aux Pays-Bas. Un propriétaire pourrait ainsi connaître instantanément les endroits où son sol pourrait être déposé selon son niveau de contamination. Cela a l'avantage de réduire le transport des sols en éliminant l'intermédiaire entre le vendeur et l'acheteur, mais n'a pas la même efficacité en termes de création de marchés que les banques de sols.

7.3 Procéder avec l'instauration d'un système de traçabilité

Constats :

- Des sols excavés sont disposés illégalement au Québec;

- Tous les pays étudiés présentant un faible taux d'enfouissement utilisent un système de traçabilité des sols;
- Aucun des pays étudiés n'a recours à la localisation GPS des transporteurs dans leur système de traçabilité.

Étant donné que des sols excavés sont disposés illégalement au Québec et que les pays européens étudiés ont mis en place un système de traçabilité pour remédier à ce problème dans leur juridiction respective, le Ministère devrait donc poursuivre avec le projet d'implantation d'un système de traçabilité pour les sols excavés. Malgré l'augmentation des frais, en particulier pour le traitement puisqu'il nécessite deux voyages des sols au minimum, la traçabilité est le seul moyen connu pour empêcher la disposition illégale. Selon les données du MELCC, l'enfouissement illégal est une problématique, puisqu'il estime que 10 % à 25 % des sols contaminés excavés pourraient être présentement enfouis illégalement (Dufresne et al., 2019). La disposition illégale des sols excavés représente un mode de gestion encore moins durable que l'enfouissement. Ainsi, dans le cas où la disposition illégale représentait réellement au moins 10% des sols excavés, soit 200 000 tonnes/année et plus selon le MELCC, le taux de sols contaminés non valorisés au Québec ne serait pas de 41 %, mais plutôt d'au moins 46 %, soit 37 % d'enfouissement et 9 % de disposition illégale. À 25 % de disposition illégale pour les sols excavés, le taux de sols contaminés non valorisés augmente à 53 % avec 32 % d'enfouissement et 21 % de disposition illégale. L'importance de la mesure de traçabilité dépend donc de la quantité réelle de sols qui ne sont pas gérés par l'entremise des établissements autorisés.

De plus, dans l'optique où différentes mesures seraient mises en place pour favoriser le traitement des sols par rapport à l'enfouissement, il pourrait y avoir une augmentation des coûts pour la gestion des sols contaminés pour leur propriétaire. La traçabilité deviendrait alors un outil encore plus important. En effet, l'augmentation des coûts augmenterait l'incitatif pour les propriétaires de sols à disposer de ceux-ci illégalement.

Cependant, le MELCC devrait étudier la nécessité de la localisation GPS des camions dans son système. Selon l'étude de l'Europe, la transmission au MELCC des manifestes de transport, bons de pesée et autres documents prévus par le propriétaire du sol et par le site récepteur pourrait être suffisante pour atteindre l'objectif souhaité tout en réduisant les coûts du système et en évitant les conflits sur la protection de la vie privée. Rien n'empêche d'envisager ajouter la localisation GPS au système de traçabilité si les résultats souhaités ne sont pas atteints après l'implantation du système.

7.4 Adresser l'exportation des sols contaminés en Ontario

Constats :

- L'avantage financier pour l'enfouissement et le traitement en Ontario nuit aux entreprises du Québec;
- Aucun des pays étudiés n'est aux prises avec un problème du genre ou n'a implanté de mesures pour décourager l'exportation.

L'exportation des sols contaminés excavés vers l'Ontario, surtout dans la région de Montréal, est un sujet qui préoccupe grandement les acteurs du traitement et de l'enfouissement québécois. La nouvelle réglementation ontarienne pourrait apporter quelques changements à cette dynamique, mais rien n'indique que le prix de l'enfouissement des sols en Ontario serait porté à augmenter dans les prochaines années et celui-ci est beaucoup plus bas qu'au Québec étant donné les différences de réglementation. Le prix du traitement y est également plus bas puisqu'il y a plus d'options de valorisation pour les sols faiblement contaminés. Cependant, puisque l'exportation de sols pour traitement puis valorisation est permis, ne serait-il pas aussi permis de traiter un sol ici, puis de l'exporter pour le valoriser à plus haut prix en Ontario? Si c'est le cas, il n'y a pas lieu de compétition déloyale entre les centres de traitement des deux provinces. De plus, l'application de la recommandation 7.2 devrait adresser la compétition interprovinciale entre les centres de traitement en augmentant la valeur marchande des sols faiblement contaminés au Québec. Ainsi, le MELCC devrait travailler avec le ministère de l'Environnement, de la Protection de la Nature et des Parcs ontarien ainsi qu'avec le gouvernement fédéral pour établir une modification à l'Accord de libre-échange canadien qui taxerait l'enfouissement d'un sol à l'extérieur de sa province d'origine, même s'il a été traité au préalable.

CONCLUSION

Au début du 21^e siècle, le Québec était l'un des endroits les plus avancés en matière de gestion des sols contaminés. Après l'étude du Québec et de l'Europe, la position du Québec en matière de performance environnementale de la gestion des sols contaminés aujourd'hui se trouve plutôt dans la moyenne des pays d'Europe. Il avait atteint cet état avant-gardiste il y a une vingtaine d'années, car il s'était fixé un régime très exigeant qui a permis de créer le marché du traitement et de l'enfouissement sécuritaire que l'on connaît aujourd'hui. Cependant, ce système n'ayant pas évolué avec le temps, sa performance environnementale n'est plus aussi bonne relativement aux autres juridictions et des changements s'imposent. Il y a plusieurs années que le MELCC pense à des options, en propose certaines, mais hésite. Pour l'instant aucune des promesses n'a été tenue. Peut-être que le contenu de cet essai pourra-t-il servir d'aide à la décision pour le MELCC et à faire débloquer les choses.

Bien que le plan d'action 2017-2021 du MELCC vise un taux de valorisation de 80 %, l'autorisation massive de capacité d'enfouissement de sols contaminés en 2019 et 2020 laisse croire que le MELCC ne prévoit pas l'atteinte de cet objectif dans un futur proche et encore moins celui de l'élimination complète du recours à l'enfouissement. Le MELCC laisse croire dans son plan d'action qu'il s'agit d'une contrainte technique lorsque des sols « >D » sont enfouis. Pourtant, plusieurs acteurs du milieu croient pourtant que l'enfouissement n'est plus du tout nécessaire au Québec. Il est vrai qu'il y a peu de techniques pour le traitement des sols contaminés en métaux implantés au Québec dans l'immédiat, ce qui rend l'enfouissement sécuritaire nécessaire. C'est aussi ce que le MELCC utilise pour justifier les dérogations, mais en même temps, c'est l'accord de dérogations qui fait en sorte que les méthodes de traitement des métaux ou autres contaminants persistants ne pourront jamais se développer. Sans vrai seuil de traitabilité clair et la consultation de tous les fournisseurs de traitement lorsqu'il est temps de diagnostiquer la traitabilité d'un sol, nous sommes plongés dans un cercle vicieux. Le MELCC a établi une hiérarchie de la durabilité des modes de gestion des sols contaminés dans son plan d'action. Il faut repenser à la base les fondements de la pratique actuelle pour s'assurer que cette hiérarchie soit respectée lors du choix du mode de gestion utilisé.

Il a été démontré qu'il est techniquement possible de traiter tous les sols contaminés au Québec, mais il est possible que cela ne soit pas toujours la meilleure option. Une analyse formelle devrait être effectuée pour identifier à quel moment les bénéfices de réduction du passif environnemental procurés par le traitement puis la valorisation n'est plus supérieur aux inconvénients qu'ils engendrent, notamment en

raison de coûts de traitement. Ce qui est aussi possible, mais également souhaitable dans l'immédiat selon l'analyse est de diminuer l'utilisation de l'enfouissement d'au moins la moitié du taux actuel, ce qui serait une performance similaire avec les pays étudiés. Par l'analyse, certaines mesures ont été identifiées comme plus efficaces et plus applicables au contexte québécois pour s'attaquer aux enjeux les plus importants et atteindre cet objectif. Pour atteindre cet état, il est recommandé au MELCC d'élargir les options de valorisation pour les sols faiblement contaminés et d'établir une méthodologie d'évaluation de la traitabilité des sols qui fait participer une plus grande proportion des acteurs concernés dans la prise de décision et qui considère aussi le confinement sur site et la S/S comme des alternatives à prioriser avant l'enfouissement lorsque le sol n'est pas traitable. Les modalités de l'interdiction à l'enfouissement des sols contaminés et la méthodologie pour établir la traitabilité des sols devraient être déterminées dans l'optique d'établir un équilibre durable entre la promotion du traitement et la réhabilitation des terrains. Dans le même ordre d'idée, l'élargissement des options de valorisation et la réduction de la quantité de sols excavés devraient être établis dans l'optique d'atteindre un équilibre durable entre taux de valorisation et impact environnemental de la valorisation. La grande quantité de sols excavés, jumelés à une réglementation exigeante en matière de valorisation crée un surplus de sols pour lesquels il n'y a pas d'autre option que l'enfouissement. Des mesures d'encadrement simples et efficaces pour le traitement *in situ* et pour l'analyse de risque en vue d'un confinement sur site ou d'une S/S permettraient à la fois de réduire les quantités de sols excavés et de mieux respecter la hiérarchie de durabilité des modes de gestion établie par le MELCC. Sans affecter directement la compétition entre le traitement et l'enfouissement, d'autres mesures sont aussi nécessaires pour remédier à certains des enjeux identifiés au Québec. Un système de traçabilité des sols excavés devrait être instauré pour éliminer le dépôt illégal si ce phénomène représente réellement plusieurs centaines de milliers de tonnes de sols contaminés par année. Une taxe à l'enfouissement dans un site situé à l'extérieur du Québec devrait être implantée pour rendre équitable la compétition interprovinciale en gestion des sols contaminés excavés.

Il y a lieu de repenser sérieusement les choix qui sont faits en matière de mode de gestion des sols excavés, de restriction à la valorisation des sols faiblement contaminés et à la nécessité de l'excavation. Ces choix sont moins scientifiques et plus sociétaux qu'on ne le pense. Le Québec a choisi des objectifs de protection de l'environnement exigeants, mais il n'arrive pas à atteindre ses ambitions, alors le résultat final est pire que s'il était moins exigeant. **La clé du succès est dans la notion d'équilibre entre la protection de l'environnement et la gestion des sols contaminés.**

RÉFÉRENCES

- Accord de libre-échange canadien (2017). <https://www.cfta-alec.ca/wp-content/uploads/2021/03/CFTA-Consolidated-Text-Final-French_March-23-2021.pdf>
- Anonyme. (2020). Entente intervenue entre le Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (MELCC) et la Ville de Montréal, le 26 mars 2018 [Document interne].
- Arrêté du Gouvernement wallon interdisant la mise en centre d'enfouissement technique de certains déchets [et fixant les critères d'admission des déchets en centre d'enfouissement technique] (2004). <<http://environnement.wallonie.be/legis/dechets/decen008.htm>>
- Arrêté du Gouvernement wallon relatif à la gestion et à la traçabilité des terres et modifiant diverses dispositions en la matière. (2018)
<<http://environnement.wallonie.be/legis/solsoussol/sol007.htm>>
- Assemblée nationale du Québec. (2020, 10 décembre). *Journal des débats de l'Assemblée nationale - Assemblée nationale du Québec*. 42^e législature, 1^{re} session http://www.assnat.qc.ca/fr/travaux-parlementaires/assemblee-nationale/42-1/journal-debats/20201210/286105.html#_Toc58944758
- Beaulieu, M., Drouin, R., Québec (Province), et Service des lieux contaminés. (1999). Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés.
<http://biblio.uqar.ca/archives/24593557.pdf>
- Beaulieu, M., Gauthier, R., Laberge, J. et Varfalvy, V. (2019). *Guide d'intervention: protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés*. <http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/3671906>
- Besluit van de Vlaamse Regering houdende vaststelling van het Vlaams reglement betreffende de bodemsanering en de bodembescherming [Décret du gouvernement flamand établissant la réglementation flamande en matière d'assainissement et de protection des sols] (2007).
<<https://navigator.emis.vito.be/pdfservlet?wold=22989&woLang=nl&version=2021-04-15&compareVersion=2021-04-15&lang=nl>>
- Blais, A. (2021, 26 mars). Échec de Québec pour ses terrains contaminés. *Le Journal de Montréal*.
<https://www.journaldemontreal.com/2021/03/24/echec-de-quebec-pour-ses-terrains-contamines>
- Boudrealt, J.-P. et Dubé, J.-S. (2015). *Stratégie de valorisation des sols et sédiments contaminés suivant le traitement par stabilisation et solidification*.
<https://iaac-aeic.gc.ca/050/documents/p80107/116748F.pdf>
- Bruxelles Environnement. (2014, 9 juillet). *Les primes sol*. Environnement.brussels.
<https://environnement.brussels/thematiques/sols/pollution-du-sol/les-aides-financieres/les-primes-sol>
- Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE). (2020). Projet d'augmentation de la capacité du lieu de dépôt définitif de sols contaminés à Mascouche : Rapport d'enquête et d'audiences publiques. <https://voute.bape.gouv.qc.ca/dl?id=00000164271>
- Chalifoux, J. (2013). *La valorisation des sols peu contaminés au Québec* (Essai de maîtrise). Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Qc, Canada.

https://savoirs.usherbrooke.ca/bitstream/handle/11143/7098/cufe_Chalifoux_Joanie_essai343.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Chevalier, S. (2020). *Réponses aux questions du BAPE - 16 juillet 2020 – Dossier de l'agrandissement du lieu d'enfouissement de Signaterre à Mascouche*. (n° SCW-1031923).
<https://voute.bape.gouv.qc.ca/dl/?id=00000150250>

Colombano, S., Saada, A., Guerin, P., Bataillard, G., Bellenfant, S., Hube, C., Beranger, S., Blanc, C., Zornig, C. et Girardeau, I. (2010). *Quelles techniques pour quels traitements - Analyse coûts/bénéfices* (n° BRGM/RP-58609-FR). <http://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-58609-FR.pdf>

Communauté Métropolitaine de Montréal (CMM). (2005). *Mémoire concernant le projet de règlement sur les redevances exigibles pour l'élimination de matières résiduelles et des sols contaminés*.
https://cmm.qc.ca/wp-content/uploads/2019/05/20050201_memoire_gmr.pdf

Croteau, M. (2019, 12 novembre). Sols contaminés: les règles de Québec se butent à la protection de la vie privée. *La Presse.ca*. <https://www.lapresse.ca/actualites/environnement/2019-11-12/sols-contamines-les-regles-de-quebec-se-butent-a-la-protection-de-la-vie-privee>

David, S. (2019). Gestion des sols pollués en Wallonie, risques et points d'attention pour les entreprises. <https://www.ucm.be/documents/environnement/gestion-des-sols-pollues-en-wallonie>

De Smet, M. (2012, 30 octobre). Vitaliterre – Un nouveau site d'enfouissement à L'Épiphanie. *Portail constructo*.
https://www.portailconstructo.com/actualites/vitaliterre_%E2%80%93_nouveau_site_denfouissement_lepiphanie

Décret fiscal favorisant la prévention et la valorisation des déchets en Région wallonne et portant modification du décret du 6 mai 1999 relatif à l'établissement, au recouvrement et au contentieux en matière de taxes régionales directes (2007).
<<http://environnement.wallonie.be/legis/dechets/degen024.htm>>

Décret relatif à la gestion et à l'assainissement des sols (2018).
<<http://environnement.wallonie.be/legis/solsoussol/sol006.htm>>

Dermont, G., Bergeron, M., Mercier, G. et Richer-Laflèche, M. (2008b). Soil washing for metal removal: A review of physical/chemical technologies and field applications. *Journal of Hazardous Materials*, 152(1), 1-31. <http://envl4446.weebly.com/uploads/9/5/5/4/95542854/soilwashing-07.pdf>

Dermont, G., Bergeron, M., Mercier, G. et Richer-Laflèche, M. (2008). Metal-Contaminated Soils: Remediation Practices and Treatment Technologies. *Practice periodical of hazardous, toxic, and radioactive waste management*, 188-209.
<https://www.researchgate.net/requests/attachment/85080268>

Duchesne, A. (2013). *Recommandation pour la réhabilitation des sols contaminés d'un ancien site de traitement du bois*. (Essai de maîtrise). Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Qc, Canada.
https://savoirs.usherbrooke.ca/bitstream/handle/11143/7170/cufe_Duchesne_Alexandra_essai356.pdf?sequence=1&isAllowed=y

- Dufresne, S., Gaulin, J.-P., Bonneau, L. et Laporte-Saumure, M. (2019). *Analyse d'impact réglementaire des projets de règlement sur la gestion des sols contaminés*.
<http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/3724834>
- EnviroUrgence. (2020). *Traces Québec : Solution de traçabilité des sols contaminés*. Enviro Urgence.
<https://www.enviourgence.com/fr/blogue/qu-est-ce-que-traces-quebec/>
- Eurostat. (2019). *Population density*.
<https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/tps00003/default/table?lang=en>
- Fédération canadienne des municipalités. (2009). *Les sites contaminés*.
https://data.fcm.ca/documents/tools/GMF/Brownfields_snapshot_fr.pdf
- Gadella, M. (s. d.). *Soil Quality Decree – Sustainable management of Excavated soils in the Netherlands*. Communication présentée au CIRCABC, Europe. <https://circabc.europa.eu/sd/a/fcd374c8-6266-42c7-b9f6-1bbf734eda68/Presentation%20-%20Soil%20Quality%20Decree%252c%20dealing%20with%20excavated%20soils.pdf>
- Gestion 3LB. (2018). *Lieu d'enfouissement et centre de traitement de sols contaminés - Étude d'impact sur l'environnement Volume 1 : Rapport principal*.
<https://www.ree.environnement.gouv.qc.ca/dossiers/3211-33-006/3211-33-006-3.pdf>
- Gill, D., Meloche, J.-P., Méthot, J. et Negron, P. (2012). Étude sur la réhabilitation des sites urbains contaminés. https://www.reseau-environnement.com/wp-content/uploads/2018/06/rapportfinal_%C3%89tude-sur-la-r%C3%A9habilitation-des-terrains_180321.pdf
- Hébert, J. (2006). *Bilan sur la gestion des terrains contaminés en date du 1er février 2005*.
<http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/bs48974>
- Hébert, J. et Bernard, J. (2013). *Bilan sur la gestion des terrains contaminés*. Ministère du développement durable, de l'environnement, de la Faune et des Parcs.
<http://www.environnement.gouv.qc.ca/sol/terrains/bilan/bilan2010.pdf>
- Honders, T., Boerekamp, G., Gadella, M., Lamé, F., Nieuwenhuis, R. et Derksen, G. (2003a). *The mismatch between (in-situ) soil site investigation and (ex-situ) excavated soil quality*.
https://rwsenvironment.eu/publish/pages/126605/in_situ_ex_situ_24_110364.pdf
- Honders, T., Maas, Th. et Gadella, J. M. (2003b). *Ex-situ treatment of contaminated soil – the dutch experience*. https://rwsenvironment.eu/publish/pages/126606/treatment_24_110042.pdf
- Honders, T. (2010, 14 octobre). *Soil environmental policies in the Netherlands – sharing experiences*.
https://uic.org/IMG/pdf/soil_environmental_policies_in_the_netherlands_sharing_experiences.pdf
- Inconnu. (2018). *Excess soil management... | Registre environnemental de l'Ontario*.
<https://ero.ontario.ca/index.php/fr/comment/5593>
- Institut National de la Recherche Scientifique [INRS]. (2015, 6 février). Aide de 300 000 \$ à l'entreprise Métox pour une technologie de décontamination. INRS. <https://inrs.ca/actualites/aide-de-300-000-a-lentreprise-metox-pour-une-technologie-de-decontamination/>

- Lamothe, M.-J. et Savaria, C. (2020). Mémoire sur le projet d'enfouissement des sols contaminés de Mascouche ou Comment nuire au développement des technologies de traitement vertes au Québec et revenir en arrière. <https://voute.bape.gouv.qc.ca/dl/?id=00000143377>
- Larouche, V. (2020, 23 novembre). 600 tonnes du REM enfouies en Ontario. *La Presse.ca*. <https://www.lapresse.ca/actualites/environnement/2020-11-23/matieres-dangereuses/600-tonnes-du-rem-enfouies-en-ontario.php>
- Larouche, V. (2020, 10 décembre). Est de Montréal | Les sols contaminés pourraient prendre le chemin de l'Ontario. *La Presse.ca*. <https://www.lapresse.ca/actualites/grand-montreal/2020-12-10/est-de-montreal/les-sols-contamines-pourraient-prendre-le-chemin-de-l-ontario.php>
- Loi concernant l'accélération de certains projets d'infrastructure, projet de loi n°66 (adoption du principe – 3 novembre 2020), 1ère session 42e législature, (Québec)
- Loi sur la qualité de l'environnement, L.R.Q., c. Q-2.
- Loranger, S. (s. d.). Les sols contaminés au Québec : petite histoire d'un passif environnemental méconnu. *L'Édito de l'Expert*. [http://www.rncreq.org/images/UserFiles/files/E%CC%81DITO%20de%20Sylvain\(1\).pdf](http://www.rncreq.org/images/UserFiles/files/E%CC%81DITO%20de%20Sylvain(1).pdf)
- Manji, A. (2020). *Réponses aux questions du BAPE du 17 juin 2020. Commission ciblée du 8 juin 2020. Projet d'augmentation de la capacité du lieu de dépôt définitif de sols contaminés à Mascouche*. <https://voute.bape.gouv.qc.ca/dl/?id=00000144381>
- Martel, G. (2006). *Bilan et analyse du programme Revi-Sols* (Essai de maîtrise). Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Qc, Canada. https://savoirs.usherbrooke.ca/bitstream/handle/11143/7320/cufe_Martel_essai20.pdf;sequence=1
- Messier, V. (2010). *Étude de l'applicabilité de l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers au québec* (Essai de maîtrise). Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Qc, Canada. https://savoirs.usherbrooke.ca/bitstream/handle/11143/7334/cufe_Messier_essai141.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Michaud, G. (2017). *L'ABC des terrains contaminés*. Communication présentée au 53e congrès de l'AEMQ, Gatineau, Québec, Canada. https://www.aemq.qc.ca/documentation/conferences/2017/2017-06_Congres8_ABC_Terrains_contamines.pdf
- Ministère de l'Agriculture, de la Ruralité, de l'Environnement et du Tourisme (MARET). (2018). *Information sur les subventions*. https://sol.environnement.wallonie.be/fr_FR/home/actualites/pagecontent/liste-dactualites-selection/information-sur-les-subventions.fullpage.html
- Ministère de l'Agriculture, de la Ruralité, de l'Environnement et du Tourisme (MARET). (2021). *Liste du montant des taxes déchets et des exonérations applicables du 1er janvier 2021 au 31 décembre 2021 tels qu'adaptés en fonction des fluctuations de l'indice des prix à la consommation conformément à l'article 45 du décret fiscal du 22 mars 2007 favorisant la prévention des déchets en Région wallonne*. <http://environnement.wallonie.be/legis/dechets/detax029.htm>

- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (MELCC). (2017). *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés – Plan d'action 2017-2021*. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/politique.pdf>
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC). (2019). *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés - Plan d'action 2017-2021 - Bilan de mi-parcours*. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/bilan-mi-parcours.pdf>
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (MELCC). (2020a). *Liste des centres régionaux de traitement de sols contaminés autorisés au Québec pour usage public*. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/sol/lieux/centres.pdf>
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (MELCC). (2020b). *Lieux commerciaux d'enfouissement sécuritaire de sols contaminés conformes au Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés*. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/sol/lieux/lieux-enfouis.pdf>
- Ministère de l'Environnement et de Lutte contre les Changements climatiques (MELCC). (2020c, juin). *Enfouissement des sols contaminés au Québec - État de situation*. Communication présentée dans le cadre de l'audience ciblée du BAPE - Projet d'augmentation de la capacité du lieu de dépôt définitif de sols contaminés à Mascouche, Mascouche, Québec, Canada. <https://voute.bape.gouv.qc.ca/dl/?id=00000141376>
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (MELCC). (s. d.). *Programme InnovEnSol*. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/programmes/innovensol/index.htm>
- Ministère de l'Environnement (MENV). (1999). *Lignes directrices pour le traitement de sol par biodégradation, bioventilation ou volatilisation*. <https://www.protegerlenord.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/lignes-traitement-biodegrad-bioventil-volatil.pdf>
- Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (MDDELCC). (2016). *Rapport annuel de gestion 2015-2016*. <https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/adm/min/environnement/publications-adm/rapport-annuel-de-gestion/rapport-annuel-gestion2015-2016.pdf?1544817377>
- Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (MDDELCC). (2017). *Lieux d'enfouissement de sols contaminés: guide de conception, d'implantation, de contrôle et de surveillance*. <http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/3437672>
- Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (MDDELCC). (2018). *Bonnes pratiques en matière de traçabilité des sols contaminés excavés*. <http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/3499704>
- Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs. (2002). *Bilan sur les terrains contaminés / Statistiques générales en décembre 2001*. <http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/bs47050>

- Ministerie van Binnenlandse Zaken en Koninkrijksrelaties (MBZK). Regeling bodemkwaliteit [Règlement de la qualité des sols]. <<https://wetten.overheid.nl/BWBR0023085/2021-01-21/#BijlageA>>
- Ministerie van Binnenlandse Zaken en Koninkrijksrelaties (MBZK). Regeling beoordeling reinigbaarheid grond 2006 [Soil cleanability assessment scheme 2006]. <<https://wetten.overheid.nl/BWBR0020104/2018-11-30>>
- Ministerie van Binnenlandse Zaken en Koninkrijksrelaties (MBZK). Besluit uniforme saneringen [Decree on uniform remediation]. <<https://wetten.overheid.nl/BWBR0019511/2013-07-01#Paragraaf3>>
- Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (MIW) (2016). *In 2015 bijna 2,5 miljoen ton grond gereinigd* [En 2015, près de 2.5 millions de tonnes de sols ont été traitées]. <https://www.bodemplus.nl/actueel/nieuwsberichten/2016/2015-bijna-2-5/>
- Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (MIW) (2018). *Handleiding Subsidieverlening en subsidievaststelling hoofdstuk 3 Besluit financiële bepalingen bodemsanering* [Subsidy and subsidy determination manual Chapter 3 Financial Provisions Decree soil remediation]. https://www.bodemplus.nl/onderwerpen/bodem-ondergrond/bodemsanering/vragen/bedrijvenregeling/faq/hoeveel-draagt/@132156/handreikingen-bodem-gemeenten/?PagClsIdt=1071762#PagCls_1071762
- Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (MIW). (2020). *“Cijfers verwerking van grond”* [Figures for the processing of land]. <https://www.bodemplus.nl/onderwerpen/bodem-ondergrond/verwerking-grond/cijfers/>
- Ministry of Environment, Conservation and Parks (MOECP). (2018). *Handling excess soil*. <https://www.ontario.ca/page/handling-excess-soil#section-1>
- Ministry of Environment, Conservation and Parks (MOECP). (2020). *Rules for Soil Management and Excess Soil Quality Standards*. <https://files.ontario.ca/mecp-soil-rules-en-2020-12-21.pdf>
- Ministry of Infrastructure and the Environment. (2014). *Into Dutch Soils*. https://rwsenvironment.eu/publish/pages/126603/into_dutch_soils.pdf
- Molenaar, C. (2013, février). *Vision and policy on soil and groundwater quality*. Communication présentée au Soils Management Workshop, Ontario, Canada. Résumé https://rwsenvironment.eu/publish/pages/126601/3_presentation_co_soil_and_groundwater_policy_toronto_1.pdf
- Mouedhen, I. et Mercier, G. (2018). *Revue de la documentation sur les technologies de gestion des sols contaminés dans le contexte québécois* (Rapport de projet de recherche, numéro de rapport : R1793). Institut National de la Recherche Scientifique. http://epe.lac-bac.gc.ca/100/200/300/inrs-ete/revue_documentation/R1793_IMouedhen_2018.pdf
- Netherlands Enterprise Agency. (s. d.). *Importing and exporting waste materials (EVOA)*. business.gov.nl. <https://business.gov.nl/regulation/importing-and-exporting-waste-materials-evoa/>
- O. Reg. 153/04: RECORDS OF SITE CONDITION - PART XV.1 OF THE ACT. (2004). <<https://www.ontario.ca/laws/regulation/040153#BK57>>

- O. Reg. 406/19: ON-SITE AND EXCESS SOIL MANAGEMENT. (2019).
<<https://www.ontario.ca/laws/regulation/190406#BK25>>
- Public Waste Agency of Flanders (OVAM). (2020). *Milieuheffing reinigbaarheid van bodemmateriële code van goede praktijk regeling voor gebruik van bodemmateriële [Taxe environnementale nettoyage des matériaux du sol code de bonnes pratiques réglementation pour l'utilisation des matériaux du sol]*.
https://www.ovam.be/sites/default/files/atoms/files/Code_goede_praktijk_Reinigbaarheid_bodemmaterialen_v2.pdf
- Paquet, G. (2011). *Étude du pouvoir d'ordonnance du ministre de l'environnement en matière de décontamination des sites au Québec* (Mémoire de maîtrise). Université de Montréal, Montréal, Qc, Canada.
https://papyrus.bib.umontreal.ca/xmlui/bitstream/handle/1866/6109/Paquet_Genevieve_2011_memoire.pdf?sequence=2&isAllowed=y
- Paya Perez, A. et Rodriguez Eugenio, N. (2018). *Status of local soil contamination in Europe: Revision of the indicator "Progress in the management contaminated sites in Europe"*. (Rapport de projet de recherche, numéro de rapport : EUR 29124 EN). Publications Office of the European Union.
http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC107508/jrc107508_2018.1264_src_final_progress_in_the_management_contaminated_sites_in_europe_eur_29124_en_online-final_1.pdf
- R.R.O. 1990, REGULATION 347 GENERAL — WASTE MANAGEMENT (2003).
<<https://www.ontario.ca/laws/regulation/900347#BK24>>
- Règlement relatif à l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement de certains projets (REEIE), D. 287-2018 (2018) G.O. II, 1719A
- Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés, D. 843-2001. (2001) G.O. II, 4574.
- Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles, D. 451-2005 (2005) G.O. II, 1880 et (2006) G.O. II, 1433
- Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains, D. 216-2003. (2003) G.O. II, 1441.
- Règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols contaminés, D. 15-2007 (2007) G.O. II, 697.
- Règlement sur les carrières et sablières, D. 236-2019 (2019) G.O. II, 912
- Règlement sur les matières dangereuses, D. 1310-97 (1997) G.O. II, 6681
- Réseau Environnement. (2019). *Projet de règlement concernant la traçabilité des sols contaminés excavés - Mémoire déposé au Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques*. https://www.reseau-environnement.com/wp-content/uploads/2019/06/20190607_SES_memoire_VF.pdf
- RSI Environmental. (s. d.a). *Decontamination process*.
<https://www.rsienvironnement.com/en/decontamination-solutions/decontamination-process/>

- RSI Environmental. (s. d.b). *Environmental cleanup contractors - Remediation* / RSI Environmental. RSI Environnement. <https://www.rsienvironnement.com/en/about-us/>
- Signaterre Environnement. (2017). *Augmentation de la capacité du lieu de dépôt définitif de sols contaminés de Signaterre Environnement Inc. à Mascouche - Étude d'impact sur l'environnement déposée au ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques*. <https://voute.bape.gouv.qc.ca/dl/?id=00000116936>
- Snoo, A. de. (2020, 17 mars). Environmental remediation procedures in the Netherlands - An overview | Lexology. <https://www.lexology.com/library/detail.aspx?g=bebb085c-2868-4e22-83e0-70e74da7fd83>
- Stablex. (s.d.). *Procédé - STABLEX CANADA INC.* <http://www.stablex.com/contenu/process/5-procede.html>
- Terrapex. (2018). *Programme InnovEnSol: 2,1M pour le soutien des technologies vertes*. <https://terrapex.ca/en/programme-innovensol-21m-soutien-technologies-vertes-decontamination/>
- Uhde, S. (2004). *Proposition d'un marché des sols contaminés pour la ville de Montréal, sur la base du modèle néerlandais* (Mémoire de maîtrise). Université de Montréal, Montréal, Qc, Canada. <http://biblos.hec.ca/biblio/memoires/m2004no163.pdf>
- United States Environmental Protection Agency (EPA). (2020). *Superfund Remedy Report 16th Edition*. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2020-07/documents/100002509.pdf>
- Van Liedekerke, M., Prokop, G., Rabl-Berger, S., Kibblewhite, M. et Louwagie, G. (2014). *Progress in management of contaminated sites in Europe* (Type de rapport : « Indicator Assessment » et numéro du rapport : EUR 26376 EN). <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/progress-in-management-of-contaminated-sites-3/assessment>
- Vérificateur général du Québec (VGQ). (2018). *Audit de performance - Terrains contaminés sous la responsabilité de l'État*. https://www.vgq.qc.ca/Fichiers/Publications/rapport-annuel/2018-2019-juin2018/fr_Rapport2018-2019-PRINTEMPS-Chap03.pdf
- VROM. (2009). *Factsheet Wet soil remediation / Soil Directive*. <https://www.bodemrichtlijn.nl/Bibliotheek/bodemsaneringstechnieken/d-verwerken-van-grond/d3-natte-reiniging/factsheet-natte-reiniging-grond>
- Walterre. (s. d.). <https://walterre.be/>

BIBLIOGRAPHIE

- Belley-Vézina, V. (2014). *Vers un traitement durable des sols au Québec : possibilités et perspectives des traitements in situ des sols contaminés aux hydrocarbures*. (Essai de maîtrise). Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Qc, Canada.
https://www.usherbrooke.ca/environnement/fileadmin/sites/environnement/documents/Essais_2014/Belley-Vezina_V__2014-05-20_.pdf
- Bérubé, A. (2020, 31 juillet). DÉCONTAMINATION : LES PROJETS PRIVÉS TARDENT, LE SECTEUR PUBLIC ACCÉLÈRE. *Est Média Montréal*. <https://estmediamontreal.com/decontamination-est-montreal-projets-privés-tardent-secteur-public-accelere/>
- Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE). (2010). *Projet d'exploitation d'une cellule d'enfouissement de sols contaminés à Mascouche*. Bureau d'audiences publiques sur l'environnement. <http://voute.bape.gouv.qc.ca/dl/?id=00000058353>
- Chevrier, É. (2013). *La phytoremédiation, une solution d'Avenir pour le Québec*. (Essai de maîtrise). Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Qc, Canada.
https://savoirs.usherbrooke.ca/bitstream/handle/11143/7111/cufe_Chevrier_E__2013-09-09_essai347.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Durocher, C. et John, T. (2020, 31 janvier). [Au tribunal] Sols contaminés excavés : Québec édictera des mesures de traçabilité. Portail Constructo.
https://www.portailconstructo.com/reglementation/au_tribunal_sols_contamines_excaves_quebec_edicter_a_mesures_tracabilite
- Gaboury, B. (2013). *Méthodologie pour le calcul de l'efficacité d'un procédé de ségrégation physique de sols ou sédiments contaminés par des métaux ou métalloïdes*.
<https://www.environnement.gouv.qc.ca/sol/terrains/methodologie-calcul-efficacite-segregation.pdf>
- Gauthier, R., Fouchécourt, M.-O., et Institut national de santé publique du Québec (INSPQ). (2005). *Validation des critères B et C de la politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés: protection de la santé humaine : rapport scientifique*. Direction risques biologiques, environnementaux et occupationnels, Institut national de santé publique du Québec.
https://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/380-ValidationSols_Rapport.pdf
- Guilbault, O. (2013). *Gestion comparée des mâchefers au Québec et dans d'autres juridictions*. (Essai de maîtrise). Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Qc, Canada.
https://savoirs.usherbrooke.ca/bitstream/handle/11143/7225/cufe_Guilbault_Olivier_essai370.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Lavallée, S. (2006). Les terrains contaminés au Québec : quels sont les risques pour les prêteurs ?
<https://cirano.qc.ca/pdf/publication/2006RB-01.pdf>
- Ouellette, H. et Morissette, S. (2012). *Lignes directrices sur l'évaluation des teneurs de fond naturelles dans les sols*. Développement durable, environnement et parcs Québec.
<http://www4.banq.qc.ca/pgq/2007/3321398.pdf>

- Plante, K. (2005). *LA GESTION COMMERCIALE DES SOLS CONTAMINÉS EXCAVÉS AU QUÉBEC*. (Essai de maîtrise). Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Qc, Canada.
<https://www.usherbrooke.ca/environnement/fileadmin/sites/environnement/documents/Essais2006/KPlante.pdf>
- Réseau Environnement. (2009). *Mémoire sur le Projet portant sur l'exploitation d'une cellule d'enfouissement de sols contaminés à Mascouche*. (Mémoire soumis au BAPE dans le cadre du projet portant sur l'exploitation d'une cellule d'Enfouissement de sols contaminés à Mascouche). Mascouche, Qc, Canada.
https://archives.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/Sols_contamin%C3%A9s_Mascouche/documents/DM2.pdf
- Wlodarczyk, S. (2021). *Évaluation du régime juridique encadrant les terrains contaminés*. (Essai de maîtrise). Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Qc, Canada.
https://savoirs.usherbrooke.ca/bitstream/handle/11143/18258/Wlodarczyk_Stefanie_MEnv_2021.pdf?sequence=4&isAllowed=y

ANNEXE 1 - COMPARAISON DES CRITÈRES GÉNÉRIQUES À L'USAGE AU QUÉBEC, EN ONTARIO, EN BELGIQUE ET AUX PAYS-BAS (inspiré de RPRT ; RESC ; Besluit van de vlaamse regering houdende vaststelling van het vlaams reglement betreffende de bodemsanering en de bodembescherming [Décret du gouvernement flamand établissant la réglementation flamande en matière d'assainissement et de protection des sols]; Rules for soil management and excess soil quality standards ; Regeling bodemkwaliteit [Règlement de la qualité des sols])

Les critères génériques à l'usage des différentes juridictions étudiées sont présentés dans le tableau de la page suivante. On peut y remarquer que les critères québécois sont plus simples et moins adaptés à chaque substance comparativement aux autres endroits. Les critères « B » et « C » ontariens sont assez similaires au Québec, tandis que les critères belges sont largement au-dessus. Quant aux Pays-Bas, la teneur de fond est pratiquement la même qu'au Québec et les critères « B » et « C » y sont aussi similaires, quoi que légèrement plus bas. Pour ce qui est de l'utilisation des sols comme matériaux de construction, les critères sont environ équivalents au critère « C » en Belgique. Aux Pays-Bas, la comparaison est plus difficile, car les valeurs d'immission doivent être mesurés, mais on peut voir que les critères sont très restrictifs pour les métaux dans le cas de sols utilisés pour le nivellement par exemple, alors que dans le cas de sols utilisés comme ajout cimentaire par exemple, les critères pour les métaux sont très élevés.

		Québec (RPRT ; RESC)				Ontario (Règles sur la gestion des sols et normes de qualité des sols de déblai ; REGULATION 347 GENERAL — WASTE MANAGEMENT)					Belgique (VLAREBO)							Pays-Bas (Soil quality regulation)				
Paramètres	Unités ⁽¹⁾	Guide d'intervention - PSRTC ⁽²⁾ / RPRT ⁽³⁾			RESC ⁽⁴⁾	table 2.1 (à proximité d'une prise d'eau potable)	table 2.1 (à proximité d'une prise d'eau potable)	table 3.1 (aucune source d'eau potable à proximité)	table 3.1 (aucune source d'eau potable à proximité)	10x column 4 of Schedule 6	Sols n'ayant aucune restriction à l'usage	I	II	III	IV	V	Valeurs limites pour réusage comme matériaux de construction	Background values (critère A)	Maximum values for residential soil function class	Maximum values soil function class industry	Maximum composition and emission values of building materials	Maximum composition and emission values of building materials
		A ⁽⁵⁾	B / Annexe I	C / Annexe II	Annexe I	résidentiel	industriel	résidentiel	industriel	limite enfouissement non-dangereux		Naturel	Agricole	Résidentiel	Récréatif/commercial	industriel			Résidentiel	Commercial / industriel	Shaped ⁽⁶⁾	Unshaped ⁽⁶⁾
Équivalence					(critère B)	(critère C)	(critère B)	(critère C)		(critère A)			(critère B)		(critère C)		(critère A)	(critère B)	(critère C)			
HYDROCARBURERS PÉTROLIERS TOTAUX																						
HP C ₁₀ -C ₅₀	mg/kg	100	700	3,500	10,000	(7)	(7)	(7)	(7)	no limit	(7)	(7)	(7)	(7)	(7)	(7)	(7)	(7)	(7)	(7)	(7)	
METAUX																						
Argent (Ag)	mg/kg	2	20	40	200					leachate												
Arsenic (As)	mg/kg	6	30	50	250	18	18	18	18		35	58	58	103	267	267	267	20	27	76	260	0,9
Baryum (Ba)	mg/kg	340	500	2,000	10,000	390	670	390	670												1500	22
Cadmium (Cd)	mg/kg	1.5	5	20	100			1.2	1.9		1.2	2	2	6	9.5	30	30	0.6	1.2	4.3	3.8	0,04
Chrome total (Cr)	mg/kg	100	250	800	4,000	160	160	160	160		91	130	130	240	560	880	880	55	62	180	120	0.63
Cobalt (Co)	mg/kg	25	50	300	1,500	22	80	22	80									15	35	190	60	0,54
Cuivre (Cu)	mg/kg	50	100	500	2,500	140	230	140	230		72	120	120	197	500	500	500	40	54	190	98	0,9
Etain (Sn)	mg/kg	5	50	300	1,500													6.5	180	900	50	0,4
Manganèse (Mn)	mg/kg	1 000/1 210	1 000/3 000	2 200/3 000	11,000																	
Molybdène (Mo)	mg/kg	2	10	40	200													1.5	88	190	144	1
Nickel (Ni)	mg/kg	50	100	500	2,500	100	270	100	270		48	93	93	95	530	530	530	35	39	100	81	0,44
Plomb (Pb)	mg/kg	50	500	1,000	5,000	120	120	120	120		120	200	200	560	735	1250	1250	50	210	530	400	2,3
Sélénium (Se)	mg/kg	1	3	10	50																4,8	0,15
Zinc (Zn)	mg/kg	140	500	1,500	7,500	340	340	340	340		200	333	333	333	1000	1250	1250	140	200	720	800	4,5
Chrome hexavalent	mg/kg	--	6	10	--																	
Mercure (Hg)	mg/kg	0.2	2	10	50	0,27	0,27	0,27	0,27		1.7	2,9	2,9	4,8	4,8	11	11	0,15	0,83	4,8	1,4	0,02
HAP																						
Acénaphène	mg/kg	0,1	10	100	100	2.5	2.5	14	15	34	3,1	9	9	14	210	210		1,5*	6,8*	40*		
Acénaphthylène	mg/kg	0,1	10	100	100	0.5	0.5	0.093	0.093	34	0.6	1	1	1	20	40						
Anthracène	mg/kg	0,1	10	100	100	0.16	0.16	0.16	0.16	34	2,4	3	3	70	2380	4690					10	10
Benzo(a)anthracène	mg/kg	0,1	1	10	34	0.5	0.92	0.5	0.92	34	3,9	5	5	10,5	30	30	30				40	40
Benzo(a)pyrène	mg/kg	0,1	1	10	34	0.31	0.31	0.57	0.7	34	0,3	0,5	0,5	3,6	5	7,2	7,2					
Benzo(b)fluoranthène	mg/kg	0,1	1	10	--	0.31	0.31	5.7	7	68	1,1	2	2	7	30	30	4,4					
Benzo(j)fluoranthène	mg/kg	0,1	1	10	--																	
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg	0,1	1	10	--	3.2	3.2	5.7	7	68	0.6	1	1	11,5	30	30	10				40	40
Benzo(b,j,k)fluoranthène	mg/kg	--	--	--	136																	
Benzo(c)phénanthrène	mg/kg	0,1	1	10	56																	
Benzo(ghi)pérylène	mg/kg	0,1	1	10	18	6.6	13	6.6	13	18	0,3	160	160	3920	4300	4690	10				10	10
Chrysène	mg/kg	0,1	1	10	34	7	9.4	7	14	34	2,5	10	10	180	320	320	20				10	10
Dibenz(a,h)anthracène	mg/kg	0,1	1	10	82	0.57	0.7	0.57	0.7		0,3	0,5	0,5	2,9	3,6	3,6						
Dibenz(a,i)pyrène	mg/kg	0,1	1	10	34																	
Dibenz(a,h)pyrène	mg/kg	0,1	1	10	34																	
Dibenzo(a,l)pyrène	mg/kg	0,1	1	10	34																	
7,12-Diméthylbenzanthracène	mg/kg	0,1	1	10	34												30					
Fluoranthène	mg/kg	0,1	10	100	100	0.69	2.8	0.69	70		2	20	20	30	270	270					35	35
Fluorène	mg/kg	0,1	10	100	100	6.8	6.8	6.8	6.8	34	9,5	45	45	3950	4320	4690						
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	mg/kg	0,1	1	10	34	0.38	0.76	0.38	0.76		0,7	1	1	20	30	30	15				40	40
3-Méthylcholanthrène	mg/kg	0,1	1	10	150																	
Naphtalène	mg/kg	0,1	5	50	56	0.2	0.2	0.59	1.8		0,3	1,5	1,5	5	80	160	6				5	5
Phénanthrène	mg/kg	0,1	5	50	56	6.2	12	6.2	12		15	60	60	65	1650	1650	30				20	20
Pyrène	mg/kg	0,1	10	100	100	28	28	70	70		21	125	125	395	3150	3150						
2-Méthylnaphtalène	mg/kg	0,1	1	10	56	0.59	0.59	0.92	8.7													
1-Méthylnaphtalène	mg/kg	0,1	1	10	56	0.59	0.59	0.92	8.7													
1,3-Diméthylnaphtalène	mg/kg	0,1	1	10	56																	
2,3,5-Triméthylnaphtalène	mg/kg	0,1	1	10	56																	
2-Chloronaphtalène	mg/kg	--	--	--	56																	
VOLATILS																						
Benzène	mg/kg	0,2	0,5	5	5	0.02	0.02	0.02	0.034	100	0,3	0,5	0,5	0,5	0,5	1	0,5	0,2	0,2	1	1	1
Chlorobenzène	mg/kg	0,2	1	10	10			0.28	0.28	60										B		
1,2-Dichlorobenzène	mg/kg	0,2	1	10	10	3.4	6.8	3.4	6.8	60	14	35	35	110	690	690						
1,3-Dichlorobenzène	mg/kg	0,2	1	10	10	0.26	0.26	4.8	6.8	60	16	40	40	140	750	1260						
1,4-Dichlorobenzène	mg/kg	0,2	1	10	10	0.05	0.05	0.05	0.05	60	1,6	4	4	15	80	190	15					
Ethylbenzène	mg/kg	0,2	5	50	50	0.05	0.05	1.9	1.9	100	0,8	2	2	10	30	77	5	0,2	0,2	1,25	1,25	1,25
Styrène</																						

		Québec (RPRT ; RESC)				Ontario (Règles sur la gestion des sols et normes de quialité des sols de déblai ; REGULATION 347 GENERAL — WASTE MANAGEMENT)					Belgique (VLAREBO)							Pays-Bas (Soil quality regulation)				
Paramètres	Unités ⁽¹⁾	Guide d'intervention - PSRTC ⁽²⁾ / RPRT ⁽³⁾			RESC ⁽⁴⁾	table 2.1 (à proximité d'une prise d'eau potable)	table 2.1 (à proximité d'une prise d'eau potable)	table 3.1 (aucune source d'eau potable à proximité)	table 3.1 (aucune source d'eau potable à proximité)	10x column 4 of Schedule 6	Sols n'ayant aucune restriction à l'usage	I	II	III	IV	V	Valeurs limites pour réusage comme matériaux de construction	Background values (critère A)	Maximum values for residential soil function class	Maximum values soil function class industry	Maximum composition and emission values of building materials	Maximum composition and emission values of building materials
		A ⁽⁵⁾	B / Annexe I	C / Annexe II	Annexe I	résidentiel	industriel	résidentiel	industriel	limite enfouissement non-dangereux		Naturel	Agricole	Résidentiel	Récréatif/commercial	industriel			Résidentiel	Commercial / industriel	Shaped ⁽⁶⁾	Unshaped ⁽⁶⁾
Équivalence						(critère B)	(critère C)	(critère B)	(critère C)		(critère A)			(critère B)		(critère C)		(critère A)	(critère B)	(critère C)		
Tétrachlorure de carbone	mg/kg	0,1		50	50	0.05	0.05	0.05	0.05													
1,1,1-Trichloroéthane	mg/kg	0.2	5	50	50	0.11	0.11	0.11	0.4		4	10	10	13	230	300		0.25	0.25	0.25		
1,1,2-Trichloroéthane	mg/kg	0.2	5	50	50	0.05	0.05	0.05	0.05		0.08	0.2	0.2	0.6	1	1		0.3	0.3	0.3		
Trichloroéthylène	mg/kg	0.2	5	50	50	0.05	0.05	0.05	0.05		0.26	0.65	0.65	1.4	10	10		0.25	0.25	2.5		
PHENOLS																						
o-Crésol	mg/kg	0,1	1	10	56					56												
m-Crésol	mg/kg	0,1	1	10	56					56												
p-Crésol	mg/kg	0,1	1	10	56					56												
2,4-Diméthylphénol	mg/kg	0,1	1	10	140	0,43	0,43	45	45													
2-Nitrophénol	mg/kg	0,5	1	10	130																	
4-Nitrophénol	mg/kg	0,5	1	10	290																	
Phénol	mg/kg	0.2	1	10	62	2.4	2.4	5.3	5.3	62							0.25	0.5	1.25	1.25	1.25	
2-Chlorophénol	mg/kg	0,1	0.5	5	57	0,1	0,1	1.6	2.3	57		3.93	3.93	130	1300	5600						
3-Chlorophénol	mg/kg	0,1	0.5	5	57																	
4-Chlorophénol	mg/kg	0,1	0.5	5	57																	
2,3-Dichlorophénol	mg/kg	0,1	0.5	5	140																	
2,4 + 2,5-Dichlorophénol	mg/kg	0.2	0.5	5	140						0.67	0.67	47	150	150		0.2*	0.2*	6*			
2,5 + 2,6-Dichlorophénol	mg/kg	0.2	0.5	5	140																	
2,6-Dichlorophénol	mg/kg	0,1	0.5	5	140																	
3,4-Dichlorophénol	mg/kg	0,1	0.5	5	140																	
3,5-Dichlorophénol	mg/kg	0,1	0.5	5	140																	
Pentachlorophénol	mg/kg	0,1	0.5	5	74	0.1	0.34	0.1	0.34		0.25	0.25	0.54	0.71	9		0.003	1.4	5			
2,3,4,5-Tétrachlorophénol	mg/kg	0,1	0.5	5	74												0.015*	1*	6*			
2,3,4,6-Tétrachlorophénol	mg/kg	0,1	0.5	5	74						1.79	1.79	37	41	130							
2,3,5,6-Tétrachlorophénol	mg/kg	0,1	0.5	5	74																	
2,3,4-Trichlorophénol	mg/kg	0,1	0.5	5	74												0.003*	0.003*	6*			
2,3,5-Trichlorophénol	mg/kg	0,1	0.5	5	74																	
2,3,6-Trichlorophénol	mg/kg	0,1	0.5	5	74																	
2,4,5-Trichlorophénol	mg/kg	0,1	0.5	5	74																	
2,4,6-Trichlorophénol	mg/kg	0,1	0.5	5	74							24	24	850	1100	2200						
3,4,5-Trichlorophénol	mg/kg	0,1	0.5	5	74							0.64	0.64	14	38	310						
	mg/kg	0,1	0.5	5	74																	
CHLOROBENZENES																						
1,3,5-Trichlorobenzène	mg/kg	0,1	2	10	190						0.2	0.5	0.5	2	20	80		0.015*	0.015*	5*		
1,2,4-Trichlorobenzène	mg/kg	0,1	2	10	190	0.17	0.51	0.17	1.3													
1,2,3-Trichlorobenzène	mg/kg	0,1	2	10	190																	
1,2,4,5-Tetrachlorobenzène	mg/kg	0,1	2	10	140						0.04	0.1	0.1	0.3	6.5	275		0.009*	0.009*	2.2*		
1,2,3,5-Tétrachlorobenzène	mg/kg	0.2	4	20	140																	
Pentachlorobenzène	mg/kg	0,1	2	10	100						0.2	0.5	0.5	1.3	65	385		0.0025	0.0025	5		
Hexachlorobenzène	mg/kg	0,1	2	10	100	0.034	0.034	0.52	0.66		0.06	0.1	0.1	0.1	3	66		0.0085	0.027	1.4		
BPC																						
BPC totaux	mg/kg	0.2	1	10	50	0.35	0.78	0.35	0.78	100							0.5	0.02	0.04	0.5	0.5	0.5
AUTRES COMPOSÉS ORGANIQUES																						
Acrylonitrile	mg/kg	0.2	1	5	840					840												
Formaldéhyde	mg/kg	2	100	125	125																	
AUTRES COMPOSÉS INORGANIQUES																						
Cyanures totaux (CN-)	mg/kg	2	50	500	5,900	0.051	0.051	0.051	0.051								5.5	5.5	50			
Fluorure disponible (F-)	mg/kg	200	400	2,000	10,000															2500	55	
Soufre total (S)	%	0.04	0.2	0.2	--																	
Cyanures disponibles (CN-)	mg/kg	2	10	100	300							5	5	5	60	110	5	3	3	20		
Bromures disponibles (Br-)	mg/kg	6	50	300	1,500																670	20

- Notes :
- (1)

: Résultats exprimés sur base sèche
- (2)

: Guide d'intervention - Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés (MELCC, Direction des lieux contaminés, Mars 2019)
- (3)

: Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (Gouvernement du Québec)
- (4)

: Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés (Gouvernement du Québec)
- (5)

: Les critères A représentent les teneurs de fond pour les substances inorganiques et les limites de quantification pour les substances organiques. Dans le cas des métaux et métalloïdes, les teneurs de fond indiquées prévalent pour la province géologique des Basses-Terres du Saint-Laurent tel qu'indiqué au Guide d'intervention du MELCC.
- (6)

The determination of whether a building material has been shaped is done by determining the grain distribution by means of a sieve test if it concerns a granular building material with a structure in grain distribution (Soil quality regulation)
- (7)

: Il n'y a pas de critère pour les HP C10-C50 en ontario, en Belgique ou aux Pays-Bas. Les hydrocarbures sont plutôt séparés en 4 fractions (F1 à F4) en Ontario et en Europe des critères existent plutôt pour l'huile minéral, l'haxane, heptane, octane, etc.
- : Aucun critère ou norme
- : même critère
- 55

: 1 critère au dessus
- 55

: 2 critère au dessus
- 55

: 3 critère au-dessus
- *

: Somme

ANNEXE 2 – QUESTIONS ÉCHANGÉES AVEC LES REPRÉSENTANTS MINISTÉRIELS DE L'ONTARIO, LA BELGIQUE ET DES PAYS-BAS

SURVEY FOR EXPERTS IN EXCAVATED SOILS

The objective of the survey is to identify solutions to the issues in management of excavated soil present in the province of Quebec, Canada. These issues are grouped by component. For each component, a background explanation illustrates the problematic situation in the province of Quebec related to this component. This context should allow the respondent to better understand the information sought through the questionnaire.

Specifications for answering questions:

- Answer questions to the best of your knowledge depending on the situation in your country or region.
- Answer directly below the question.
- For any other comments, please mention them at the end of the questionnaire, in the “comments” section.

COMPONENT 1: Promotion of treatment

Background: In Quebec, approximately 25% of landfilled contaminated soils could be treated with available techniques but are landfilled because this management option is less expensive for the owner of contaminated soils. There are contamination limit values from which landfilling is prohibited, but a waiver to this obligation can be obtained as soon as a treatment center provides a letter stating that it cannot treat this soil, regardless of the treatment technique used by this center.

1. What is the approximate landfilling rate of excavated soil in your country/region?
2. Is the treatment of excavated contaminated soil mandatory? In what circumstances?
3. Is it possible to waive this obligation? For example, if the best available techniques [BAT] cannot make an effective treatment or if the treatment will impose too high a cost.
4. What is the methodology used to determine if a soil is treatable?
5. Besides mandatory treatment, what are the factors promoting treatment over landfilling or containment? (e.g.: repurposing income, landfill tax, governmental subsidies, etc.)
6. Are there contaminated soils treatable by the best available techniques [BAT] which are buried or confined on site, because these management methods are less expensive?
7. If so, does this phenomenon occur for a specific type of contamination?
8. In case of an accidental spill, is the cleaning criteria the original quality of the site or the applicable standard depending on the vocation of the site?

COMPONENT 2: Promotion of repurposing and reuse

Background: There are no prohibitions or taxes on the landfilling of clean or lightly contaminated excavated soils in Quebec. The main option for repurposing excavated soil is daily covering in landfills. The use of contaminated soil on soil with a lower level of contamination is prohibited even if the contaminated soil in question respects the limit values relative to the vocation of the receiving site (standstill principle).

1. What is the approximate repurposing/reuse rate of the excavated soil in your country or region?
2. Do the regulations prohibit burying uncontaminated or lightly contaminated excavated soil? From what level of contamination is landfill prohibited?
3. If not mandatory, how is the reuse of clean and lightly contaminated excavated soils promoted? (e.g.: repurposing income, landfill tax, subsidies, etc.)
4. Does your country abide to the standstill principle? i.e., is it possible to reuse soils exceeding the reference value on land other than the original land if they respect the limit values linked to the receiving site's vocation?
5. Is it possible to reuse soils exceeding the reference value not as a soil but as a construction material? If so, is the standstill principle still applied?
6. What are the main options used for the repurposing or reuse of uncontaminated or slightly contaminated soils? If you know, indicate in what proportions they are used.

COMPONENT 3: Treatment of soils contaminated by metals and metalloids

Background: About 30% of contaminated sites are contaminated by metals and / or metalloids in Quebec. There is currently no treatment center that can treat this kind of contamination in the province, they are directly landfilled.

7. What percentages of contaminated sites are contaminated by metals or metalloids in your country or region? (whether strictly inorganic or mixed)
8. In general, are soils with this type of contamination treated, landfilled, or confined on site? If you know, indicate in what proportions.
9. What are the main treatment techniques used for the treatment of soil contaminated by metals or metalloids? If you know, indicate in what proportions they are used.
10. What are the main repurposing/reuse options used for this type of soil after treatment and without treatment?

COMPONENT 4: Exportation of excavated soil

Background: An unknown, but not insignificant, quantity of soil excavated in Quebec is exported to the main neighbouring province. The regulations concerning the reuse and recovery of excavated soil being more permissive at that location, the prices for the management of excavated soil are more advantageous there.

1. What percentage of excavated soil is exported annually?
2. Is the management of exported soils done according to the regional or national regulations of the country of origin or of the receiving country?
3. Is there a competition between local treatment facilities and exportation? i.e., excavated soils exported and buried or treated elsewhere for economic reasons even if they could be treated locally.
4. Do you consider the exportation of excavated soils a problem and if so, how are you promoting local management as opposed to export?

COMPONENT 5 : Traceability

Background: It is estimated that 10% to 25% of excavated soils are disposed of illegally in rural areas in Quebec.

5. Is there a traceability system for excavated soils in your country or region?
6. If so, does it include GPS localization during transport?
7. What is the estimated associated cost with the use of the traceability system?

COMPONENT 6: Comments

8. Is there any other information on the management of excavated soil in your country or region that has not been covered by the previous questions that you would like to share with us?